



MASTER BIOLOGIE, ÉCOLOGIE ET ÉVOLUTION

PARCOURS ÉCOSYSTÈMES MARINS TROPICAUX

Etude préliminaire de la distribution, des mouvements, de l'abondance relative et des menaces associées des dauphins tachetés pantropicaux « *Stenella attenuata* » dans les Petites Antilles.

Mémoire présenté par :

Ludvina RENIA



Responsable de stage : Rocío Prieto González

Caribbean Cetacean Society

Soutenance le 26 Juin 2023

Mots clés : photo-identification, capture-marquage-recapture, abondance relative, distribution, mouvements, menaces, dauphin tacheté pantropical, Petites Antilles.

Résumé

Les dauphins tachetés pantropicaux *Stenella attenuata* dans les Petites Antilles sont peu étudiés. Pourtant, connaître les différentes caractéristiques de cette espèce contribuerait à la mise en place d'actions de conservation. L'objectif de ce rapport est de conduire une étude préliminaire de la distribution, des mouvements, de l'abondance relative et des menaces associées à la population des dauphins tachetés pantropicaux dans les Petites Antilles. Cette étude s'est basée sur les données d'observations et de photo-identification recueillies en 2021 et 2022 au travers du programme Ti Whale An Nou. Ainsi, avec 7 137 photos collectées entre ces deux ans, un catalogue de 219 individus identifiés (130 en 2021 et 89 en 2022) a été créé. Les recaptures obtenues ont permis de faire une première estimation d'abondance à 405 individus (IC à 95 % : 300-511). Les données de recaptures ont aussi permis de déterminer et de visualiser les mouvements inter-îles des individus. La distribution de la population de dauphin tacheté pantropical a aussi été estimée par un modèle de distribution GAM. La comparaison entre toutes les combinaisons de variables environnementales et les données d'observations a calculé cette distribution en fonction du courant Est-Ouest, de la profondeur, de la distance à la côte et de la température. Cela a permis de prédire une distribution de la population proche des côtes non loin des canaux. Les photos collectées ont aussi contribué à analyser les blessures des dauphins tachetés pantropicaux afin de déterminer les menaces auxquelles ils font face. Les résultats obtenus ont suggérés que les blessures les plus représentées dans les Petites Antilles sont causées par les activités anthropiques liées à la côte. L'ensemble des résultats de cette étude préliminaire ont montré l'importance des zones côtières pour les populations de dauphin tacheté pantropical. Ils encouragent la continuité des suivis scientifiques de cette espèce afin de combler le manque de données dans les Petites Antilles et de mettre en place des mesures contre les menaces anthropiques.

Key words : photo-identification, capture-mark-recapture, relative abundance, distribution, movements, threats, pantropical spotted dolphin, Lesser Antilles.

Abstract

Pantropical Spotted Dolphin *Stenella attenuata* are poorly studied in the Lesser Antilles. However, knowledge of this species would contribute to the implementation of conservation actions. The objective of this report was to conduct a preliminary study of the distribution, movements, relative abundance and associated threats with the pantropical spotted dolphin in the Lesser Antilles. This study is based on observation and photo-identification data collected in 2021 and 2022 through the Ti Whale An Nou (Our Own little whales) program. With 7,137 photos gathered through these two years, a catalog of 219 identified individuals (130 in 2021 and 89 in 2022) was created. The recaptures have enabled an initial estimate of abundance of 405 individuals (95% CI: 300-511). The recapture data also permitted to determine and visualize the inter-island movements of individuals. The distribution of the pantropical spotted dolphin population was also estimated using a GAM distribution model. A comparison between all the combinations of environmental variables and observation data has allowed to determine this distribution as a function of East-West current, depth, distance from the coast and temperature. As a result, it allowed us to predict a population distribution close to the coast but not far from the channels. The photos collected have also helped to analyze the injuries of pantropical spotted dolphins in order to determine the threats they face. The results suggest that the most common injuries in the Lesser Antilles are caused by human activities linked to the coast. All the results of this preliminary study show the importance of coastal areas for pantropical spotted dolphin populations. They encourage the consistency of scientific monitoring for this species in order to fill in the lack of data in the Lesser Antilles and to implement measures against anthropogenic threats.

Remerciements

Cette étude n'aurait pas été possible sans le soutien généreux du WWF-NL, de la Collectivité territoriale de Martinique, du Parc Naturel Régional de Martinique, de la Région Guadeloupe, de la Dutch Caribbean Nature Alliance, de Corail Caraïbes, de la Fondation Groupe EDF, de la Société Anonyme de Raffinerie des Antilles, de la Blue Marine Foundation, de l'Animal Welfare Institute, du Ministère de l'éducation nationale et de la jeunesse, du Muséum national d'Histoire naturelle et du CAR.SPAW.RAC, qui ont financé ces recherches.

Il me sera très difficile de remercier toutes les personnes, car c'est grâce à l'aide et au soutien de nombreuses personnes que j'ai pu mener ce mémoire de stage à bien.

Je voudrais tout d'abord remercier l'équipe de la Caribbean Cetacean Society qui m'a accueillie et encadrée jusqu'à la dernière minute. Je remercie Jeffrey Bernus, le directeur, de m'avoir donné l'opportunité de réaliser mon stage au sein de son association. Mais aussi pour l'aide et les nombreux conseils qu'il a pu me donner. Je remercie également Rocío Prieto González, ma tutrice de stage, car outre la dimension scientifique, elle a toujours répondu présente pour me conseiller pour l'élaboration de ce rapport, me soutenir et me tenir compagnie dans les moments les plus délicats. Je remercie aussi Valentin Teillard qui, comme Rocío et Jeffrey, m'a conseillé et aidé à clarifier mes pensées lors de la rédaction de ce rapport. Je remercie les autres stagiaires Rebeca, Salomé, Louise et Victor pour l'entraide et les bons moments passés ensemble.

Je remercie ma famille de Martinique qui m'a accueillie chaleureusement. Ils m'ont fait passer de bons moments à la découverte de toute la beauté naturelle et culturelle de leur île.

Enfin je souhaite remercier mon papa, mes deux sœurs et mon frère qui m'ont toujours soutenu tout au long de mon parcours universitaire. Ils ont toujours cru en moi et m'ont encouragé à continuer et à ne pas baisser les bras dans les moments de doutes. Cela m'a aidé à me raccrocher au rêve qui m'anime. MERCI à vous ! Mwen enmé zót !

Liste des Figures :

Figure 1 : Dauphin tacheté pantropical (*Stenella attenuata*) à gauche et Dauphin tacheté de l'Atlantique (*Stenella frontalis*) à droite. Crédit images : Sanctuaire Agoa.

Figure 2 : Carte des Petites Antilles divisée en trois zones : nord, centre et sud. © Google earth, 2023.

Figure 3 : Schéma d'organisation du bateau et de la zone d'observation pendant l'effort.

Figure 4 : Aperçu du catalogue d'identification des dauphins tachetés pantropicaux.

Figure 5 : Carte des recaptures des dauphins tachetés pantropicaux.

Figure 6 : Estimation de la taille des groupes rencontrés de dauphins tachetés pantropicaux.

Figure 7 : Carte des rencontres de dauphins tachetés pantropicaux dans la zone d'étude. La taille des cercles correspond à la taille des groupes.

Figure 8 : Carte de répartition des blessures d'origine anthropique en corrélation avec les aires marines protégées des Petites Antilles. La taille des cercles correspond au nombre de blessures recensées.

Figure 9 : Effort d'échantillonnage effectué pour le DTP dans les Petites Antilles.

Figure 10 : Graphiques de corrélation de la densité de dauphins tachetés pantropicaux avec les covariables du modèle sélectionné.

Figure 11 : Cartes prédictives de la densité relative et de l'incertitude associée de la population de dauphins tachetés pantropicaux dans la zone d'étude.

Liste des Tableaux :

Tableau 1 : Variables dynamiques utilisées pour le modèle GAM.

Tableau 2 : Données collectées sur les dauphins tachetés pantropicaux en 2021 et 2022.

Tableau 3 : Tableau récapitulatif des individus blessés par observation en fonction des îles échantillonnées.

Tableau 4 : Pourcentage des blessures observées d'origine anthropique par île échantillonnée.

Tableau 5 : Les cinq premiers modèles expliquant le mieux la distribution des dauphins tachetés pantropicaux. L'astérisque indique une fonction linéaire.

Liste des Annexes :

Annexe 1 : Récapitulatif des expéditions en 2021 et 2022.

Annexe 2 : Clé de détermination des blessures utilisée pour le dauphin tacheté pantropical.

Annexe 3 : Carte des recaptures en Guadeloupe.

Annexe 4 : Carte des recaptures dans les trois zones en Martinique.

Annexe 4.1 : Carte de recaptures de cinq individus entre les trois zones en Martinique.

Annexe 5 : Type de blessure et leur pourcentage en fonction de leur origine.

Annexe 6 : Pourcentage des blessures observées d'origine naturelle par île échantillonnée.

Annexe 7 : Pourcentage de répartition des blessures en fonction de la partie du corps.

Annexe 8 : Proportion des individus blessés en fonction de la partie du corps dans les Petites Antilles.

Annexe 9 : Carte des corrélations des variables environnementales utilisées dans le modèle sélectionné.

Annexe 10 : Potentiel mouvement de CCS_Sa_0079 entre Sainte-Lucie et Martinique et zoom sur l'individu.

Table des matières

Résumé.....	1
Abstract.....	2
Remerciements.....	3
Liste des Figures :.....	4
Liste des Tableaux :.....	4
Liste des Annexes :.....	4
Table des matières.....	5
1. Introduction.....	6
2. Matériel et Méthodes.....	10
2.1. Collecte de données.....	10
2.1.1. Zone d'étude.....	11
2.1.2. Protocole scientifique.....	11
2.2. Analyse des données.....	13
2.2.1. Les données Obsenmer.....	13
2.2.2. Traitement des photos.....	14
a. Catalogue d'identification.....	14
b. Estimation d'abondance.....	15
c. Caractérisation des blessures.....	16
2.3. Modèle de distribution.....	17
2.3.1. L'effort d'observation.....	17
2.3.2. Les variables prises en compte dans le modèle.....	17
a. Variables statiques.....	18
b. Variables dynamiques.....	18
2.3.3. Modèle GAM.....	19
3. Résultats.....	20
3.1. Catalogue de photo-identification.....	20
3.2. Estimation de l'abondance.....	21
3.2.1. Individus recapturés et leur répartition.....	21
3.2.2. Taille des groupes rencontrés.....	22
3.3. Analyse des blessures.....	24
3.4. Modèle de distribution.....	27
3.4.1. Effort d'échantillonnage.....	27
3.4.2. Modèle sélectionné.....	28
4. Discussion.....	31
4.1. Abondance relative.....	32
4.2. Distribution.....	33
4.3. Mouvements.....	35
4.4. Menaces.....	36
4.5. Piste d'améliorations.....	39
5. Conclusion et perspectives.....	39
6. Références bibliographiques.....	41
Annexes.....	48

1. Introduction

Les mers et océans du globe regorgent d'une flore et faune marine riches. Parmi elles, la mégafaune marine regroupe 93 espèces de mammifères marins répartis de l'Arctique à l'Antarctique (Shirihai & Jarett, 2007). Les cétacés se distinguent en deux groupes : mysticètes et odontocètes. Le groupe des mysticètes reconnaissables à leur fanons qui leur permettent de filtrer l'eau afin de se nourrir de zooplancton. On les surnomme dans ce cas de cétacés à fanons, parmi lesquels on retrouve la baleine à bosse (*Megaptera novaeangliae*), le rorqual bleu (*Balænoptera musculus*) et bien d'autres encore. Les odontocètes constituent l'autre groupe de cétacés et contrairement aux mysticètes, ils sont pourvus de dents. Ce qui leur vaut d'être appelés cétacés à dents. Parmi eux, on va retrouver plusieurs familles telles que les Monodontidés avec les bélugas et narvals; les Phocœnidés représentés par les marsouins dont le marsouin vaquita (*Phocoena sinus*), les Physétéridés comprenant le grand cachalot (*Physeter macrocephalus*), les ziphiidés avec la baleine à bec de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) et enfin les delphinidés tels que le globicéphale tropical (*Globicephala macrorhynchus*), l'orque (*Orcinus orca*) ou encore le dauphin tacheté pantropical (DTP, *Stenella attenuata*). Les delphinidés représentent l'une des sous-familles de cétacés à dent, les plus largement distribuées dans le monde avec une répartition à l'échelle de pratiquement toutes les mers, océans (Jefferson & al., 2008) et parfois même en eau douce avec le Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*, Gervais & Deville, 1853) que l'on retrouve dans le fleuve Amazone.

La Caraïbe n'est pas exemptée et constitue l'un des 34 hotspots de la biodiversité. On la surnomme "le noyau primordial de l'océan Atlantique" en raison de sa diversité marine. Ainsi, on y retrouve 33 espèces de mammifères marins (Lucke & al., 2014). D'une part des mysticètes tels que la baleine à bosse, espèce migratrice qui parcourt plus de 10 000 kilomètres afin de se reproduire et de mettre bas dans des eaux plus chaudes (Clapham & al., 1993; Katona & Beard, 1990; Stevick & al., 1998). D'autre part, la présence d'odontocètes est également répertoriée comme celle du grand cachalot que l'on retrouve dans les Petites Antilles entre la Guadeloupe et Grenade (Gero & al., 2007). Les delphinidés sont bien représentés dans les Petites Antilles (PA) avec le genre *Stenella* (Gray, 1866) dans lequel cinq espèces coexistent au niveau du bassin caribéen : le dauphin tacheté de l'Atlantique (*Stenella frontalis*, Perrin & Hohn, 1994), le dauphin à long bec (*Stenella longirostris*), le DTP (Barragán-Barrera & al., 2019), le dauphin de clymène (*Stenella clymene*) (Briceño & al., 2020) et le dauphin bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba*) (Carwardine, 2020).

Le DTP est principalement retrouvé dans les eaux tropicales et subtropicales, établissant son domaine vital entre 30–40°N et 20–40°S couvrant ainsi une majeure partie de la bande intertropicale (Jefferson & al., 2015). Les populations de DTP habitent les eaux du Pacifique comme à Hawaï, le Golfe Persique, le Golfe du Mexique, les côtes sud-américaines, la Mer de Chine en passant par le bassin Caribéen et bien d'autres régions intertropicales et tropicales (Rice, 1998). Au niveau des PA, le DTP est l'espèce la plus représentée en Guadeloupe et Martinique (Courtin & al., 2023; Rapport CCS, 2022). Les observations dans ces deux îles sont essentiellement près des côtes au niveau de la façade caraïbe (Mayol & al., 2016; Courtin & al., 2022, 2023) même si quelques observations ont eu lieu sur les côtes de la façade Atlantique (Courtin & al., 2023). Les populations observées en Dominique (Watkins, 1985), à Sainte-Lucie (Burks & Swartz, 2000), et à Saint-Vincent (Caldwell & al., 1971) étaient également côtières. Il a été constaté que les populations de DTP de Guadeloupe et Martinique ont une possible fidélité au site, puisque de mêmes individus sont retrouvés dans un même lieu (Courtin & al., 2023).

Grâce à sa distribution globale, le DTP est considéré comme une espèce parapluie “umbrella species” (Barragan-Barrera & al., 2019). Ayant un domaine vital assez large, la protection du DTP grâce à des efforts de conservation profitera aux autres espèces partageant le même habitat (Jefferson & al., 2008). C'est un petit cétacé possédant des nageoires pectorales amincies. Les mâles peuvent atteindre jusqu'à 2,60 mètres tandis que les femelles peuvent mesurer jusqu'à 2,40 mètres pour un poids compris entre 90 et 110 kilogrammes. Les petits delphinaux mesurent quant à eux entre 80 et 85 centimètres et peuvent peser entre 10 et 15 kilogrammes (Carwardine, 2020). Le record pour cette espèce est détenu par un individu mâle de la Baie du Panama avec un poids et une taille respectivement de 115 kilogrammes pour 2,57 mètres. Au niveau de la robe du dauphin, celle-ci arbore des tâches qui au fur et à mesure que l'individu grandit se font de plus en plus nombreuses (ils n'en possèdent pas à la naissance), pouvant alors être comparées aux cernes d'un arbre comme étant des marqueurs d'âge. Leur longévité est comprise entre 30 et 40 ans (Myrick & al., 1986; Kasuya, 1976).

La maturité sexuelle est premièrement atteinte par les femelles entre neuf et 11 ans, puis par les mâles entre 12 et 15 ans (Carwardine, 2020). La maturité sexuelle pour cette espèce peut varier en fonction de la population (Perrin.W, 1994). La durée de gestation est de 11 mois chez les DTP (Perrin & al., 1976).

Par rapport à leur comportement alimentaire, les DTP comme les autres cétacés à dents se nourrissent de petits poissons et de céphalopodes de la famille des Enoploteuthidae (calmars) et Ommastrephidae (calmars volants) (Wang & al., 2003) que l'on retrouve dans la zone épipelagique. Les DTP se nourrissent principalement durant la journée (Jefferson & al., 1993) mais il a aussi été mis en évidence des habitudes alimentaires durant la nuit et donc une consommation de proies mésopélagiques. Lui conférant ainsi un statut de mésoprédateur (Pauly & al., 1998).

Le DTP est morphologiquement similaire au dauphin tacheté de l'Atlantique. Semblables à première vue à cause des tâches de leur robe, il y a quelques exceptions permettant tout de même de les différencier. Le dauphin tacheté de l'Atlantique a un corps plus élancé que celui du dauphin tacheté pantropical, un dos plus sombre avec au niveau de la tête, un front plus proéminent et une virgule claire remontant vers la dorsale pour le *Stenella frontalis*. Au niveau des tâches, il est difficile de différencier les juvéniles des deux espèces. Cependant quand les individus deviennent plus matures, celles de *Stenella frontalis* ne se confondent pas avec la surface sous-jacente blanche qui reste visible entre elles et sont distinctement bien définies. Tandis que les tâches ventrales sombres du tacheté pantropical ont tendance à fusionner et à s'estomper chez les adultes. Le ventre devient légèrement tacheté ou gris uniforme lorsqu'il est vu de loin (Perrin & Cadwell, 1994).



Figure 1 : Dauphin tacheté pantropical (*Stenella attenuata*) à gauche et Dauphin tacheté de l'Atlantique (*Stenella frontalis*) à droite. Crédit images : Sanctuaire Agoa.

D'après la liste rouge de l'UICN, le DTP a le statut mondial de préoccupation mineure (LC : Least Concern) depuis 2008. Son statut s'explique à cause de sa grande abondance dans les eaux à travers le monde et avec le peu de preuves que les menaces pourraient porter atteintes aux individus dans la totalité de leur aire de répartition (Kiszka, J. & Braulik, G. 2018). Pourtant, le DTP n'est pas épargné par les multiples dangers pouvant menacer leur habitat. L'augmentation des activités humaines en bordure de côte telles que la pollution chimique et acoustique, la pêche commerciale et artisanales associées aux prises accessoires, le trafic maritime, la chasse, le tourisme ainsi que l'urbanisation des côtes ont un effet négatif sur une

majeure partie de la biodiversité marine dont la mégafaune marine (Gandilhon, 2012; Mayol & al., 2016; Avila & al., 2018; Feunteun & al., 2018; Safi & al., 2020). Même en étant l'espèce la plus représentée dans l'arc antillais. Si d'un côté, le dérèglement climatique peut avoir un réel impact sur les communautés de DTP, de l'autre côté, les menaces anthropiques cumulatives et croissantes impactent d'autant plus leur distribution ainsi que leur abondance (Avila & al., 2018).

Pour répondre à cela et envisager des solutions d'améliorations, des aires marines protégées ont été créées dans les Petites Antilles. Le sanctuaire Agoa a été créé en 2010 et situé dans les Antilles françaises comprenant leurs zones économiques (ZEE), contribue à protéger les cétacés fréquentant les eaux guadeloupéennes, martiniquaises et celles des îles du nord (Saint-Martin et Saint-Barthélemy). Dans la même dynamique, le sanctuaire Yarari situé au niveau des Antilles néerlandaises (Bonaire, Saba, et Saint-Eustache) s'attèle à la protection non seulement des mammifères marins mais aussi des requins. D'autres aires marines protégées tel que la réserve Albert Falco au Prêcheur en Martinique permettent la protection des cétacés.

De ce constat, l'élaboration de plans de conservation et de protection nécessite des suivis efficaces afin d'obtenir des informations sur la structure, la distribution et la taille de la population (Gormley & al., 2012; Chan & Karczmarski, 2017). Malheureusement, les DTP restent très peu étudiés à l'échelle des Petites Antilles et aucunes données sur cette espèce n'est disponible pour la majorité des îles. La plupart des études concernant le dauphin tacheté pantropical ont été conduites dans la région Est du Pacifique précisément à Hawaï (Mesnick & al., 2022; Psarakos & al., 2003; Machernis & al., 2021). Localement, la principale étude sur cette espèce se limite uniquement à la Martinique et la Guadeloupe. C'est dans cet objectif, que ce mémoire consistera à une étude préliminaire pour combler le manque de données sur l'abondance relative, les mouvements, la distribution ainsi que les menaces ciblant les DTP dans l'ensemble des îles des Petites Antilles entre Grenade et Anguilla.

La photo-identification ou photo-ID est une technique peu coûteuse et non invasive. La présence de marques distinctes localisées sur la nageoire dorsale, permettent ainsi d'identifier des individus entre eux (Rosel & al., 2011; Urian & al., 2015). La première étape de cette étude a conduit à la création d'un catalogue d'identification pour les DTP. La deuxième étape a consisté à rechercher des recaptures d'individus à l'échelle des Petites Antilles afin

d'estimer leur abondance relative (Conn & al., 2011; Speakman & al., 2011) mais aussi les possibles mouvements des DTP de l'arc antillais.

Pour visualiser les habitats préférentiels en fonction de la présence de DTP, un modèle GAM a été utilisé. La corrélation entre leur présence et des variables environnementales est primordiale afin de prédire les préférences d'habitats (Becker & al., 2020). Leur distribution connue, des plans d'action de conservation à grande échelle pourraient être élaborés contre les pressions anthropiques (Gilles & al., 2016).

L'impact des pressions anthropiques ont été largement expliquées pour les populations de la région Est Pacifique. Notamment celle concernant les prises accessoires lors de la pêche aux thons où les groupes de DTP ont enregistré une forte mortalité (Gerrodette & al., 2008; Jefferson & al., 2015). Cette situation peu référencée pour la région Caraïbe ouvre la porte à un autre objectif de cette étude qui est de déterminer la prévalence des menaces anthropiques sur les DTP. Et cela, en prenant en compte la variabilité des pressions d'une île à l'autre, rejoignant ainsi l'importance de comprendre les mouvements de cette espèce dans l'arc antillais (Cuzange, 2011).

Ainsi dans cette étude, seront présentés les résultats obtenus à l'issue des suivis scientifiques menés en 2021 et 2022 dans l'ensemble des Petites Antilles. En premier lieu, nous verrons la création d'un catalogue d'identification des DTP grâce à la photo-identification. Puis, l'abondance relative et les mouvements de la population de DTP ont été estimés et identifiés. Ensuite, nous aborderons des préférences conditionnant le choix de l'habitat de cette espèce par le modèle de distribution. Et pour conclure, l'impact des pressions anthropiques sur la communauté des DTP ainsi que les mesures de conservation et de protection pouvant être mise en œuvre pour y faire face.

2. Matériel et Méthodes

2.1. Collecte de données

Le programme Ti Whale an Nou dirigé par la CCS s'axe sur différents objectifs dont la coopération, l'éducation, la conservation et la recherche. Cette dernière contribue à réaliser des suivis scientifiques à l'échelle des PA permettant ainsi l'acquisition de données sur les

cétacés en l'occurrence sur le DTP. Les données récoltées sur cette espèce reposent sur les six expéditions scientifiques de 15 jours menées annuellement en 2021 et 2022 entre les îles de Grenades et Anguilla. Mais également sur des expéditions supplémentaires (Annexe 1).

2.1.1. Zone d'étude

L'arc des Petites Antilles s'étale du 12-19° N et du 61-65° O pour une superficie totale de 14 307 km². Compte tenu de l'amplitude de la zone d'étude, des sous-zones ont été définies de la manière suivante : la zone sud comprenant les îles du sud, Sainte-Lucie, Saint-Vincent et les Grenadines (SVG) et enfin la Grenade; la zone centre qui se concentre au niveau de la Dominique de la Guadeloupe et de la Martinique et la zone nord entre Montserrat et Anguilla (Figure 2). Chaque sous-zone est échantillonnée au minimum deux fois par an. Toutes les expéditions partent de la Martinique à bord de catamaran (entre 40 et 46 pieds). Les suivis se sont déroulés généralement du côté caraïbe où les conditions météorologiques sont meilleures.

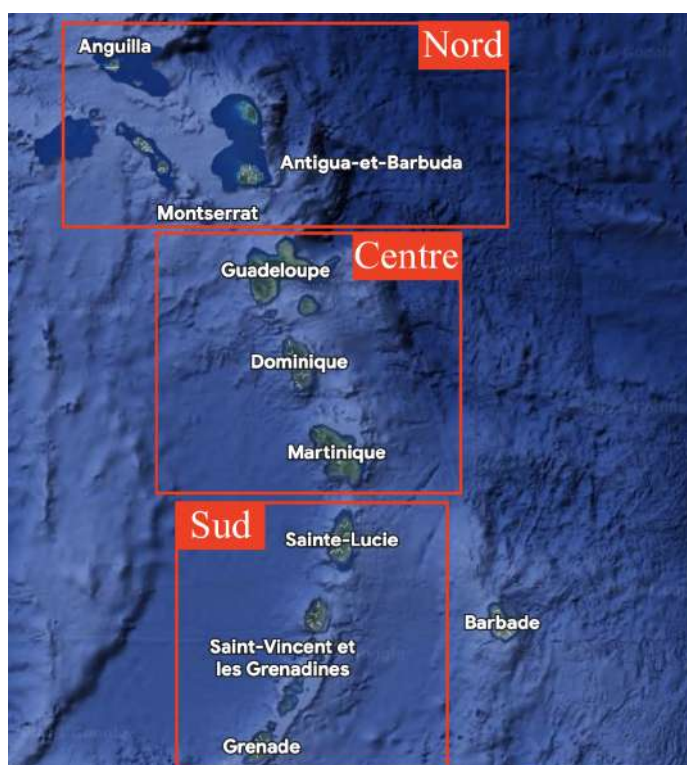


Figure 2 : Carte des Petites Antilles divisée en trois zones : nord, centre et sud. © Google earth, 2023.

2.1.2. Protocole scientifique

Le protocole scientifique a été élaboré pour optimiser les données récoltées sur les cétacés. Le trajet à parcourir étant défini chaque jour en prenant en compte les points de départ, d'arrivée et les conditions météorologiques. Ce protocole repose premièrement sur l'ensemble des

observations visuelles. Des points acoustiques viennent en appui des observations grâce à un système d'hydrophone tractés 100 m derrière le bateau. Cependant ils n'ont pas été pris en compte dans cette étude. Sur le bateau, il y a six personnes dirigées par le chef de mission. Elles se relaient pour chercher les cétacés, relever les données environnementales, relever des ponts acoustiques grâce à l'hydrophone puis photographier quand des mammifères marins sont repérés.

Dans le but de maximiser l'effort d'observation, un périmètre a été défini au préalable. Ce dernier correspond à une zone s'étalant à 180° à l'avant du bateau. Il y a deux observateurs équipés de jumelles, qui balayent la surface de la mer en couvrant 90° chacun entre le bateau et l'horizon (Figure 3). La durée de l'effort d'observation est limitée par la lumière du jour. Celui-ci se déroule entre 06:00 et 18:00. Dès lors que les conditions météorologiques deviennent mauvaises et rendent difficile l'observation comme par exemple, la force du vent supérieur à 21 nœuds ou une pluie intense, elle est arrêtée.

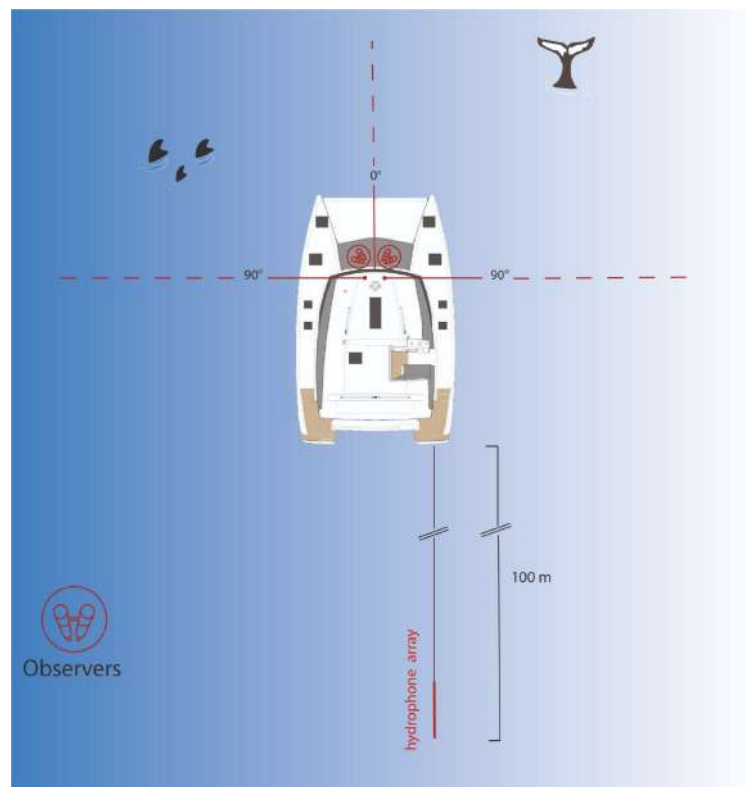


Figure 3 : Schéma d'organisation du bateau et de la zone d'observation pendant l'effort.

L'approche des cétacés dépend de l'espèce et de la manière de la photographier, en respectant toujours l'arrêté préfectoral réglementant l'approche des cétacés dans les Antilles françaises (Arrêté n°R-02-2017-03-15-003).

En scrutant la zone de recherche, les DTP peuvent être repérés directement à la surface de l'eau par leur nageoire dorsale. Il existe d'autres facteurs qui peuvent contribuer au repérage des dauphins tels que les « splash » intervenant après le saut ou par des oiseaux marins comme les frégates superbes (*Fregata magnificens*).

Une fois qu'un groupe de DTP est repéré, les observateurs signalent leur présence au reste de l'équipe puis reprennent leur surveillance. Deux autres membres de l'équipe prennent alors des clichés qui serviront dans le cadre de la photo-ID. Chez les delphinidés, c'est la nageoire dorsale qui est photographiée en prenant en compte son orientation. Celle-ci doit être perpendiculaire à l'objectif pour être valide pour la photo-ID. Pour prendre les photos, trois appareils photos sont utilisés : un Canon 5D, un Canon 90D et un Sony A7RIV avec un objectif de 70-300 mm et 100-400 mm.

Les deux derniers membres munis d'un Ipad (8ème génération) utilisent une plateforme numérique et collaborative nommée Obsenmer (Altitude creation company, release 3.08) qui permet de renseigner la localisation des observations en cours. D'autres informations supplémentaires comme les facteurs environnementaux et le trafic en temps réel sont également enregistrés chaque heure tout au long du suivi.

2.2. Analyse des données

Afin d'analyser les données recueillies, deux outils ont été principalement utilisés. Les analyses statistiques ont été effectuées grâce au logiciel R studio (version 2022.12.0). Les versions 3.26.3 - Buenos Aires (QGIS Development Team, 2018) et 3.30 - Hertogenbosch (QGIS Development Team, 2023) du logiciel QGIS ont permis de réaliser des cartes pour une meilleure interprétation des résultats obtenus.

2.2.1. Les données Obsenmer

Au même titre que les informations environnementales et maritimes, l'estimation du nombre d'individus rencontrés lors d'une observation de DTP a été renseignée avec le maximum et le minimum estimés. Les coordonnées de longitude et de latitude ont permis de réaliser une carte de rencontre des groupes observés dans la zone d'étude. Pour chaque île où les dauphins ont été observés, la moyenne, la médiane, l'écart-type des tailles des groupes ont été calculés.

2.2.2. Traitement des photos

a. Catalogue d'identification

Les photos collectées ont été stockées puis triées afin d'enlever les photos non utilisables. Les photos non utilisables comprennent celles de mauvaise qualité (floues) et/ou mal orientées, et celles où l'animal n'est pas apparent. Ce tri se base sur deux paramètres importants, à savoir la qualité première de la photo ainsi que le potentiel de distinction. Les marques étant propres à chaque individu, il faut que celles-ci soient assez distinctes les unes des autres pour pouvoir les différencier. Puis les photos-ID ont été catégorisées par espèces. Afin d'optimiser l'analyse, les photos collectées ont été classées en fonction de l'année d'étude, des expéditions et du nombre d'observations. Tout ce processus conduit à la création d'un catalogue d'identification de DTP rencontrés dans toutes les PA.

Pour la création du catalogue, deux méthodes ont été utilisées. La première, assez récente consiste à se servir d'une plateforme en accès libre appelée Flukebook (Blount & al., 2022) régi par une intelligence artificielle (IA) de type "machine learning"¹ appliquée à la photo-identification. Pour l'importation, l'ensemble des photos ne doivent pas être éditées et il faut que les métadonnées associées soient dans un tableur Excel. Compte-tenu du nombre important de photos de DTP, plusieurs imports avec un maximum de 50 photos ont été fait. Lorsque les photos ainsi que leur métadonnées sont importées, celles-ci sont soumises à l'IA pour la détection. Dans cette étape, l'IA va détecter les nageoires dorsales en utilisant deux algorithmes : finFindR et CurvRank. Dès que la détection est effectuée, alors l'identification peut commencer.

La deuxième méthode plus classique se résume à comparer entre eux, les photo-ID de 2021 avec celles de 2022 au moyen de l'application "Aperçu sur Mac OS Ventura". Face à Flukebook, cette deuxième méthode a été privilégiée car les problèmes de connexion Internet ralentissaient l'import des photos ainsi que la performance de l'algorithme rendaient compliqués l'identification des individus dans le temps limité que nous disposions.

¹ Machine learning : utilisation et développement de systèmes informatiques capables d'apprendre et de s'adapter sans suivre d'instructions explicites, en utilisant des algorithmes et des modèles statistiques pour analyser et tirer des conclusions à partir de modèles de données.

Une fois qu'un individu est identifié pour la première fois, un numéro et un nom lui sont attribués de la manière suivante :

CCS_Espèce_Numéro individu → CCS_Sa_0004

Le catalogue renseigne également sur l'occurrence de l'individu (date à laquelle il a été capturé ainsi que le numéro de l'observation), le numéro de l'expédition, les positions GPS affiliées aux îles échantillonnées, l'heure de l'observation, l'auteur de la photo et enfin la photo-ID.

b. Estimation d'abondance

La méthode de capture-marquage-recapture (CMR) a été utilisée en complément à la photo-identification dans le but d'obtenir une estimation d'abondance. Dès que les individus ont été identifiés, il est possible de les revoir plusieurs fois dans le temps et dans d'autres endroits. Si par exemple, un individu identifié en 2021, a été "capturé et marqué" et ce même individu est revu en 2022, cela signifie qu'il a été "recapturé". Afin de visualiser les potentiels mouvements, une carte avec les individus recapturés a été réalisée.

Pour estimer l'abondance d'une population, elle doit valider quelques hypothèses. Tout d'abord la population doit être fermée. C'est-à-dire qu'il n'y a pas de naissances, de décès, d'immigrations ou d'émigrations entre les événements d'échantillonnage. Puis, tous les individus ont la même probabilité d'être capturés à chaque session et les animaux marqués et non marqués sont mélangés. Ensuite, le marquage du premier événement n'affecte pas la probabilité de recapture lors du deuxième événement. De même, les individus ne perdent pas leurs marques entre les événements et toutes les marques seront rapportées lors du deuxième événement. Ainsi, l'estimation de la taille de la population a été calculée d'après le catalogue en utilisant l'estimateur de Chapman à deux échantillons. Les intervalles de confiance à 95 % associés ont été utilisés également (Seber, 1982; Hammond, 1986). Les occasions de captures considérées sont les années 2021 et 2022.

La formule est décrite de la manière suivante :

$$\hat{N}_C = \frac{(n + 1)(K + 1)}{k + 1} - 1$$

N = population estimée,
n = individus identifiés dans le premier échantillon,
K = individus capturés dans le second échantillon,
k = le nombre de recapture dans le second échantillon.

La variance est donnée par la la formule suivante :

$$Var = \frac{(n+1) * (K+1) * (n-k)}{((k+2) * (k+1)^2)}$$

c. Caractérisation des blessures

La prise de photos dans le cadre de l'identification a aussi contribué à mettre en avant les blessures présentes sur le corps des DTP. Afin d'établir une caractérisation et une quantification de celles-ci, toutes les photos collectées ont été analysées grâce à l'application Aperçu développée sur MacOS. Un tri a été fait afin d'enlever les photos qui étaient floues et celles où le sujet n'était pas apparent. Tous les individus blessés ou non sont pris en compte dans l'analyse. Dans le cas où il y a plusieurs individus blessés sur une même photographie, ils ont été traités l'un après l'autre en suivant un ordre chronologique d'apparition dans les différents plans de la photo.

Une clé de détermination des blessures a été créée d'après de précédents travaux (Luksenburg, 2014; Smith & al., 2015; Machernis & al., 2021; Herr & al., 2020). (Annexe 2). Elle comprend premièrement le type de blessure (anthropique ou naturelle) et deuxièmement son état; c'est-à-dire frais ou cicatrisé. Elle a permis par la suite de constituer un index de blessures où ont été réunies d'autres informations telles que la date, l'heure, les coordonnées GPS. Pour faciliter la localisation des blessures lors de l'analyse, six zones ont été définies : l'aileron seul en partant de la base jusqu'à la pointe, la zone comprise entre la base de l'aileron et la caudale, la zone comprise entre la base de l'aileron et la tête, la zone autour de l'aileron comprenant le dos, la caudale seule, et le dauphin tout entier.

2.3. Modèle de distribution

Le modèle additif généralisé (GAM) permet de connaître la répartition des espèces dans l'écosystème. Avec des animaux mobiles comme les DTP, il permet de fournir des informations spatiales et temporelles sur leur distribution en alliant à cela des variables

environnementales dynamiques et statiques (Becker & al, 2020). Il permet aussi de modéliser des données non-linéaires tout en maintenant leur explicabilité. Le package ‘mgcv’ (Wood, 2012) a été utilisé pour modéliser la relation entre le nombre d'observations corrigé par l'effort et les facteurs environnementaux en tant que variables explicatives. La famille de distribution ‘Tweedie’ comportant une fonction de lien logarithmique a été choisie pour modéliser les observations de DTP. De même, le logarithme de l'effort échantillonné a été pondéré et inclus en tant que offset dans le modèle.

2.3.1. L'effort d'observation

Les données d'observation dans la zone ont été regroupées dans une grille hexagonale de 1.5 km soit 5,8 km². Pour ajuster un modèle de distribution des espèces, nous devons déterminer deux paramètres. Premièrement, si une cellule de la grille était considérée comme échantillonnée. Et deuxièmement si cette cellule contient des observations de DTP. Tout d'abord, pour définir la zone échantillonnée, un buffer a été généré². La probabilité de détecter des dauphins diminue avec l'augmentation des distances par rapport au navire. Par conséquent, la segmentation de la zone tampon a été effectuée en fonction de la distribution de la distance à laquelle les DTP ont été observés au cours des suivis scientifiques. Ainsi, la zone tampon a été divisée en quatre segments et une probabilité de présence a été calculée pour chacun d'entre eux. Ces probabilités sont de 1; 0,75; 0,5 à 0,25. Dans chaque cellule de la grille, la somme des surfaces de détection est multipliée par leurs probabilités associées puis est ajoutée afin de refléter la quantité d'effort d'échantillonnage. Aussi lorsque deux cellules avec un nombre d'observations équivalent, mais avec un nombre de passages différents, cet effort permet de pondérer les observations de DTP.

2.3.2. Les variables prises en compte dans le modèle

L'utilisation de variables environnementales est fondamentale afin de mieux comprendre ce qui régit ou induit la distribution et les préférences quant à l'habitat. C'est pourquoi deux types de variables environnementales ont été utilisées dans notre zone d'étude : des variables statiques et des variables dynamiques. Toutes les variables environnementales ont été normalisées pour standardiser l'échelle, sans fausser les différences dans les plages de valeurs. La force de la relation linéaire entre chaque paire de variables environnementales a été testée à l'aide de la corrélation de Pearson. Les variables fortement corrélées, avec des coefficients

² Buffer ou zone tampon : zone épousant la forme des objets d'une couche, d'une largeur donnée.

de corrélation dont la valeur absolue est supérieure à 0,7 n'ont pas été utilisées dans les modèles. Par conséquent, seules les variables modérément corrélées ont été prises en compte et une limite de quatre variables par modèle a été fixée. Un terme linéaire paramétrique pour chaque variable a été comparé à une alternative lisse. La sélection des variables a été basée sur deux critères afin de déterminer quelles covariables avaient les effets les plus importants sur la distribution des DTP, améliorant ainsi l'interprétabilité du modèle et la précision de sa prédiction. Et cela en recherchant un équilibre entre l'ajustement et la parcimonie. Avec le modèle GAM, l'impact des variables prédictives est atténué par les fonctions de lissage qui s'adaptent aux modèles sous-jacents (éventuellement non-linéaires) dans les données. Il en résulte une interprétation visuelle de la contribution des données à la prédiction.

a. Variables statiques

La bathymétrie, la pente, la rugosité du fond marin, la distance à la côte ainsi que la distance aux canyons sont les variables statiques employées. Les mesures de profondeur ont été extraites à une résolution de 15 secondes d'arc (de 437 à 455 m entre les latitudes 11 et 19°N respectivement et ont été obtenues auprès de GEBCO, <https://www.gebco.net/>). La pente (inclinaison du fond marin) et la rugosité (différence entre la profondeur maximale et minimale des pixels entourant le pixel central) ont été calculées en utilisant la variable de profondeur avec la fonction "terrain" du paquetage R "raster" (Robert J. Hijmans & Jacob van Etten, 2012). Toutes les variables de distance ont été créées avec la fonction "Distance" du paquetage R "raster". La variable "distance aux canyons" a été créée en extrayant un shapefile des canyons du site des habitats bleus (www.bluehabitats.org). La variable "distance à l'isobathe 200 m" a été créée en utilisant la variable profondeur et la fonction distance.

b. Variables dynamiques

Parmi l'éventail de variables environnementales, la température de surface (SST), la concentration en chlorophylle a (CHL a), la salinité, les courants, la couche de mélange (ocean mixed layer), la matière organique dissoute ainsi que la hauteur de la mer (SSH: qui représente l'élévation de la surface de la mer par rapport à une surface de référence qui le géoïde) ont été retenues. L'ensemble de ces variables dynamiques ont été récupérées sur le site internet Copernicus selon différentes échelles (Tableau 1) :

Tableau 1 : Variables dynamiques utilisées pour le modèle GAM.

Variable dynamiques	Résolution	Échelle	Source
Température de Surface (°C)	4 km	Mensuelle	https://data.marine.copernicus.eu/products
Chlorophylle a (mg.m ⁻³)	4 km	Journalière	https://data.marine.copernicus.eu/products
Salinité (g.kg ⁻¹)	0,083 d'arc	Mensuelle	https://data.marine.copernicus.eu/products
Courant Est-Ouest (m.s ⁻¹)	0,083 d'arc	Mensuelle	https://data.marine.copernicus.eu/products
Couche de mélange (m)	0,083 d'arc	Journalière	https://data.marine.copernicus.eu/products
Matière organique (m ⁻¹) dissoute	4 km	Mensuelle	https://data.marine.copernicus.eu/products

Pour chacune de ces variables climatiques, la moyenne, la médiane et l'écart-type ont été calculés sur les deux années de suivi (2021 et 2022). Toutes les variables océanographiques ont été enregistrées dans les cellules de 1,5 km de la zone d'étude en calculant la valeur résumée dans R. Ainsi toutes les combinaisons possibles de variables environnementales ont été testées dans différents modèles. Pour comparer les modèles alors obtenus, un critère a été utilisé. Il s'agit du critère d'information d'Akaike (AIC). Il atteste de la qualité des différentes covariables appliquées au modèle (White & Burnham, 1999; Burnham & Anderson, 2002). Enfin, la distribution des DTP a été prédite pour la région étudiée, dont l'incertitude est expliquée par l'écart-type.

2.3.3. *Modèle GAM*

Le maximum de vraisemblance restreint (REML) a été utilisé pour optimiser les estimations des paramètres. Pour éviter un sur-ajustement, le nombre maximal de degrés de liberté (mesuré en nombre de nœuds k) autorisé pour les fonctions de lissage a été limité à quatre (Wood, 2006). Toutes les combinaisons possibles de variables environnementales ont été testées avec une limite maximale fixée à quatre variables afin d'éviter des modèles trop complexes et de s'assurer que ces derniers soient toujours biologiquement explicables (Mannocci & al., 2014). De ce fait, toutes celles n'étant pas biologiquement explicables ont

été écartées. Le modèle sélectionné pouvant expliquer la distribution des DTP a la plus faible valeur AIC. Une carte de prédiction a été estimée ainsi que son incertitude associée.

3. Résultats

3.1. Catalogue de photo-identification

Pour un total de 22 suivis scientifiques (12 expéditions dans la zone d'étude et 10 expéditions supplémentaires en Guadeloupe et Martinique), 7 137 photos exploitables ont été recueillies sur les deux années. Au total, le catalogue comporte 219 individus identifiés (Figure 4). En 2021, parmi les 130 individus identifiés, 47,7 % d'entre eux ont été observés en Guadeloupe. Un an plus tard, 89 nouveaux individus ont été identifiés, dont 40,4 % ont été observés en Martinique (Tableau 2).

Numero photo	Occurrence_ID	ID	Espe	Zone_kurt_inq	Timestamp	Latitude	Longitude	Date	Hour	Min	Sec	Island	Photograph	Photo
2021														
IMG_2018.JPG	CCS_20210526_1	CCS_Sa_0103	Fern_2021_4...	C	82	1632666557	16.192080731748	-61.540454133982	26/09/2021	10	29	17	Guadeloupe CSLV	
IMG_2180.JPG	CCS_20210527_1	CCS_Sa_0104	Fern_2021_4...	C	83	1632772438	16.222086841371	-61.992269156084	27/09/2021	15	53	56	Guadeloupe CSLV	
IMG_2850.JPG	CCS_20210527_1	CCS_Sa_0105	Fern_2021_4...	C	83	1632772537	16.219797696702	-61.992269156084	27/09/2021	15	57	17	Guadeloupe CSLV	
IMG_2828.JPG	CCS_20210527_1	CCS_Sa_0106	Fern_2021_4...	C	83	1632772709	16.219066110251	-61.992269156086	27/09/2021	15	58	29	Guadeloupe CSLV	
IMG_3017.JPG	CCS_20210527_1	CCS_Sa_0107	Fern_2021_4...	C	83	1632773543	16.208256321172	-61.988786332331	27/09/2021	16	9	3	Guadeloupe CSLV	

Figure 4 : Aperçu du catalogue d'identification des dauphins tachetés pantropicaux.

Tableau 2 : Données collectées sur les dauphins tachetés pantropicaux en 2021 et 2022.

Année	Îles	Photos collectées	Individus identifiés
2021	Dominique	12	0
	Grenade	15	2
	Guadeloupe	2443	62
	Martinique	1355	41
	Sainte-Lucie	460	24
	SVG	123	1
	Total		4408
2022	Dominique	241	1
	Grenade	68	9
	Guadeloupe	757	30
	Martinique	1401	36
	Sainte-Lucie	46	2
	SVG	202	9
	Saba	14	2
	Total		2729
2021-2022	Total	7137	219

SVG : Saint-Vincent et les Grenadines

3.2. Estimation de l'abondance

Avec 130 individus identifiés en 2021, 89 nouveaux individus identifiés en 2022 et 28 recaptures dans la même année, l'estimateur de Chapman, montre que la population de DTP dans les Petites Antilles s'élèverait à environ 405 individus avec un intervalle de confiance à 95% compris entre 299.8672 et 511.2362 individus. La variance est égale à 2907.546 et l'écart-type vaut 53.922.

3.2.1. Individus recapturés et leur répartition

Parmi les 219 individus identifiés, 31 ont été vus au moins une fois entre les deux années de collecte de données (Figure 5). On les a recapturés uniquement dans deux îles : en Guadeloupe et en Martinique. En Guadeloupe, on recense 14 recaptures au niveau de la côte-sous-le-vent (Annexe 3). Tandis qu'en Martinique, il y a 17 recaptures qui semblent avoir lieu dans trois zones différentes (le Prêcheur, Case-Pilote et Grande-Anse-d'Arlet) (Annexe 4). Au niveau du Prêcheur, dix individus ont été recapturés, cinq au niveau de Case-Pilote et deux au niveau de Grande-Anse-d'Arlet. De plus, il y a cinq individus (CCS_Sa_0043, CCS_Sa_0052, CCS_Sa_0053, CCS_Sa_0055 et CCS_Sa_0094) qui ont été revus dans les deux autres zones (Annexe 4.1).

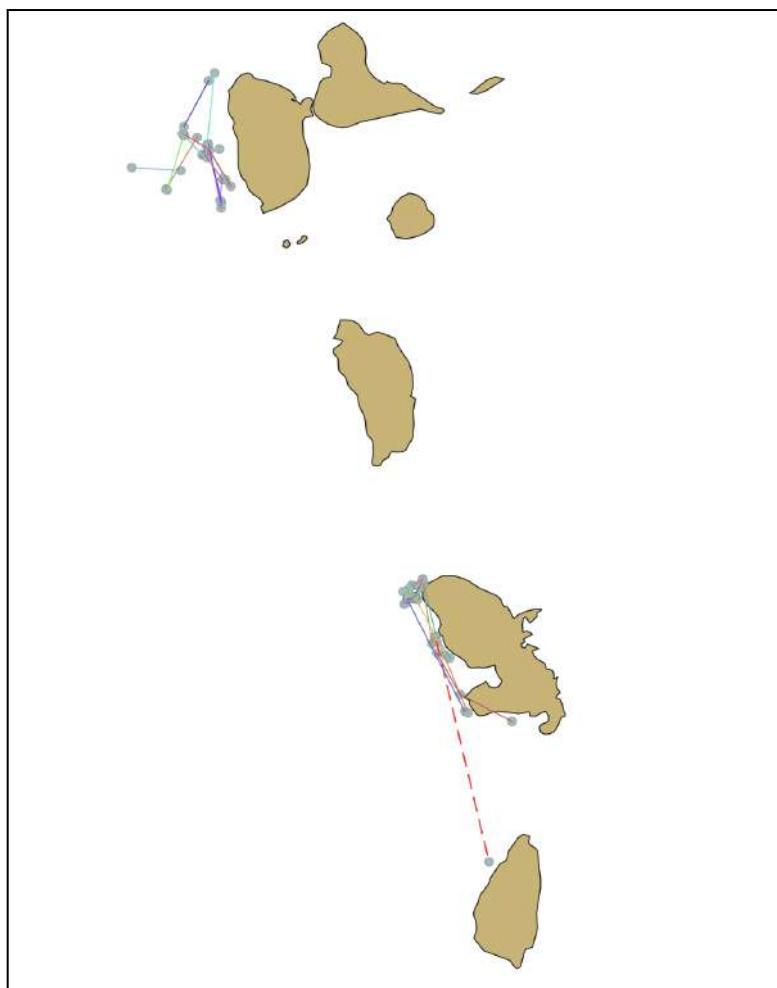


Figure 5 : Carte des recaptures des dauphins tachetés pantropicaux.

3.2.2. Taille des groupes rencontrés

Dans la zone d'étude, 168 observations de DTP ont été reportées avec respectivement 77 et 91 rencontres de dauphins tachetés pantropicaux en 2021 et 2022. Toutefois, il y a une variation du nombre d'individus en fonction de chaque île échantillonnée. Ainsi, La taille des groupes peut varier de cinq à 400 individus respectivement observés à Antigua et en Martinique. Les îles de Saba et d'Antigua ont une étendue nulle, car leur abondance relative ne repose que sur une seule observation (Figure 6).

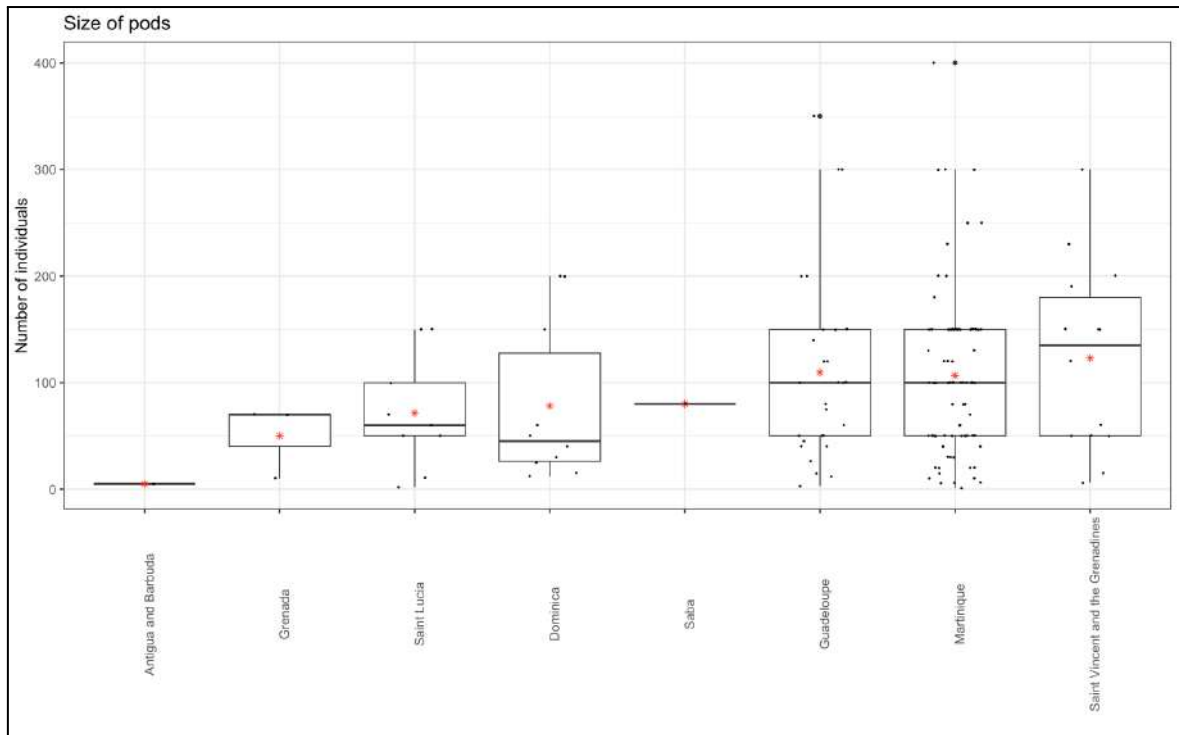


Figure 6 : Estimation de la taille des groupes rencontrés de dauphins tachetés pantropicaux.

De plus, parmi les îles échantillonnées, il y a une hétérogénéité au niveau de la quantité d'observations et du nombre estimé de DTP. La région centre (Guadeloupe, Martinique et la Dominique) enregistre beaucoup plus d'observations avec un nombre estimé d'individus rencontrés variant entre 130 et 230. Tandis que les régions Nord et Sud, ont moins d'observations avec un nombre d'individus rencontrés pouvant aller de 30 à 300 (Figure 7).

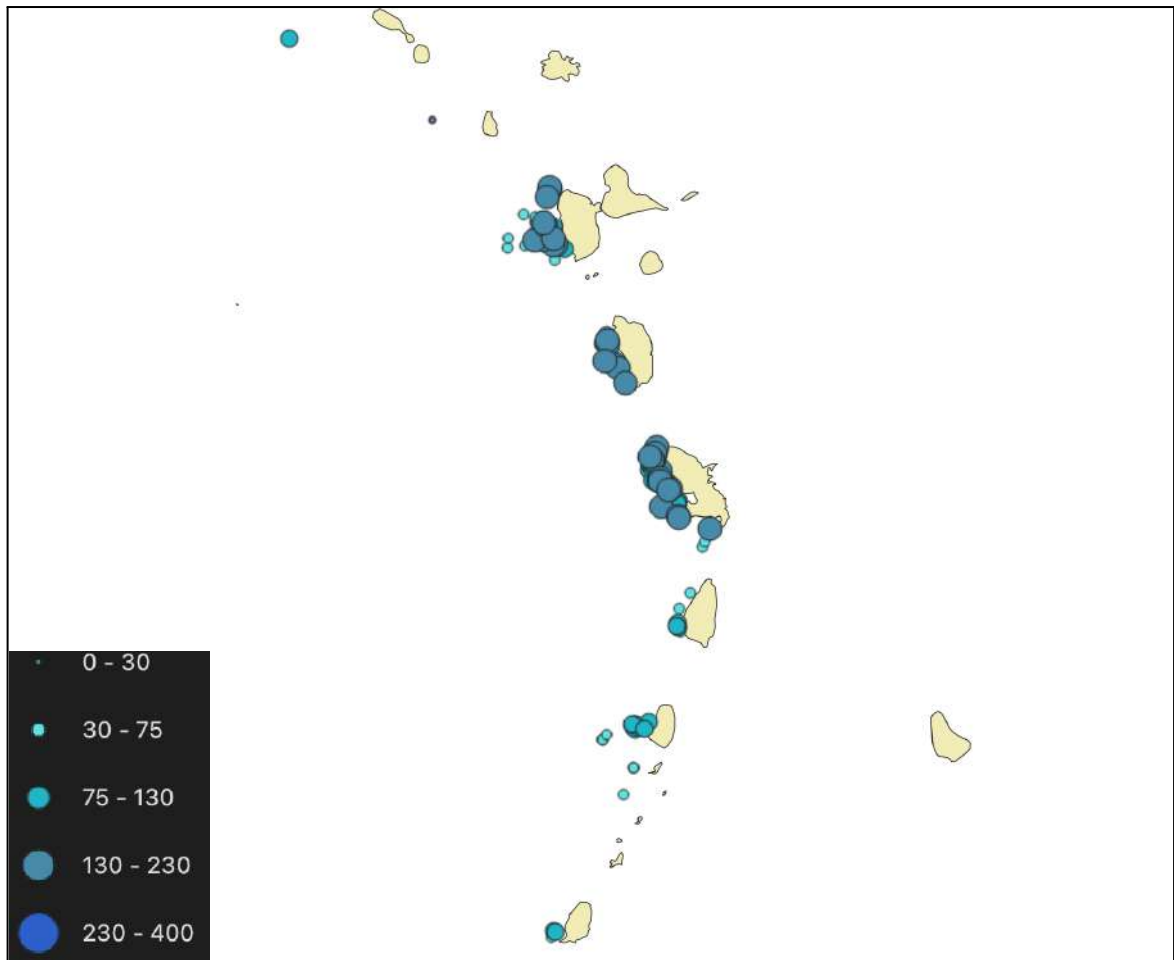


Figure 7 : Carte des rencontres de dauphins tachetés pantropicaux dans la zone d'étude. La taille des cercles correspond à la taille des groupes.

3.3. Analyse des blessures

Pour un total de 7 137 photographies, 2 991 photos ont été sélectionnées pour être analysées. Parmi elles, 913 comportent un ou plusieurs individus blessés, soit 30,5 %. Les observations les plus importantes d'individus blessés ont été enregistrées en Guadeloupe et Martinique avec n=365 et n=358 respectivement. Pourtant c'est en Guadeloupe et à Grenade, que le pourcentage d'individus blessés est le plus grand avec 41,6% en Guadeloupe et 48,1 % à Grenade (Tableau 3).

Tableau 3 : Tableau récapitulatif des individus blessés par observation en fonction des îles échantillonnées.

Îles échantillonnées	Nombre d'observations d'individus blessés	Nombre d'observations d'individus blessés et non blessés	Pourcentage (%)
Montserrat	19	77	24,7
Guadeloupe	365	877	41,6
Dominique	38	163	23,3
Martinique	358	1 475	24,3
Sainte-Lucie	27	102	26,5
SVG	81	245	33,1
Grenade	25	52	48,1
Total	913	2 991	30,5

SVG : Saint-Vincent et les Grenadines

Il y a 19 types de blessures que l'on peut retrouver chez les cétacés et notamment chez le DTP (Annexe 2). Ainsi, 1 698 blessures ont été recensées. Le type G d'origine anthropique et correspondant aux indentations représente 53,7 % des blessures tout état confondu (frais et cicatrisé). Tandis que le type L d'origine naturelle et correspondant aux râeaux dentaires (interactions intra et/ou inter-spécifiques) représente 8,6 % (Annexe 5). En considérant l'état des blessure, 57, 2% des blessures cicatrisées correspondent au type G. Alors que 62,1 % des blessures à l'état frais correspondent aux morsures du squalolet féroce (cookie-cutter shark, *Isistius brasiliensis*), (type K).

Sur l'ensemble des observations, 1 275 observations de blessures anthropiques ont été recensées soit 42,6 %. La Grenade enregistre le pourcentage de blessures anthropiques observées le plus élevé, avec 92, 3% d'observations. En effet, sur un total de 52 observations, 48 comportent des blessures anthropiques. En Guadeloupe et Martinique, cela représente respectivement 55,9 et 34 %. Les plus faibles taux sont observés à Montserrat et en Dominique avec respectivement 29,9 et 25,1 % (Tableau 4). Alors que pour les blessures naturelles, 379 observations ont été reportées soit 12,7%. Les taux les plus importants ont été observés en Guadeloupe avec 19,6 % et à Saint-Vincent et les Grenadines avec 14,7 % (Annexe 6).

Tableau 4 : Pourcentage des blessures observées d'origine anthropique par île échantillonnée.

Îles échantillonnées	Nombre d'observations de blessures anthropiques	Nombre d'observations d'individus blessés et non blessés	Pourcentage (%)
Montserrat	23	77	29,9
Guadeloupe	490	877	55,9
Dominique	41	163	25,1
Martinique	501	1 475	34
Sainte-Lucie	51	102	50
SVG	121	245	49,4
Grenade	48	52	92,3
Total	1 275	2 991	42,6

SVG : Saint-Vincent et les Grenadines

La figure 8 montre les observations de blessures anthropiques dans la zone d'étude et le nombre de blessures anthropiques associées. Les observations de blessures anthropiques les plus nombreuses sont au niveau de la Guadeloupe et de la Martinique. Le nombre de blessures observées dans ces îles est compris entre un et deux. Il y a même une observation rapportée au nord de la Martinique avec au maximum cinq blessures associées. À SVG, une observation a été reportée avec cinq à six blessures anthropiques associées. À Grenade, deux observations avec trois à quatre blessures associées ont été rapportées. Au-delà de Montserrat, aucune observation n'a été faite.



Figure 8 : Carte de répartition des blessures d'origine anthropique en corrélation avec les aires marines protégées du sanctuaire Agoa (en vert) et du sanctuaire Yayari (en rose) des Petites Antilles. La taille des cercles correspond au nombre de blessures recensées.

La partie du corps commune à toutes les blessures chez les DTP est l'aileton. En effet, les pourcentages les plus importants correspondent aux zones suivantes : la zone aileton + dos avec 50,3 % de blessures retrouvées à cet endroit; suivi des zones aileton seul et aileton à tête avec respectivement 25,8 % et 17,5 %. À contrario, la partie la moins impactée est la caudale avec une proportion égale à 0,7 % (Annexe 7). Le constat est le même, lorsqu'en comparant les îles échantillonnées, la partie du corps la plus touchée reste l'aileton. Les zones avec l'aileton comme partie commune, enregistrent aussi les plus forts taux de blessures. C'est la cas à SVG avec 58% des blessures, dont 53,3 % sont d'origine anthropique qui ont été repérées dans la zone aileton + dos. Lorsque l'animal est immergé, il est moins fréquemment blessé compte tenu des faibles proportions au niveau des caudales et de son l'intégralité (Annexe 8).

3.4. Modèle de distribution

3.4.1. Effort d'échantillonnage

Avec plus de 200 jours passés en mer, 16 385.86 kilomètres ont été parcourus dans la zone d'étude pour 1 709.49 heures d'effort. L'effort d'échantillonnage visuel dans la zone d'étude se concentre principalement du côté Caraïbe des PA. On remarque cependant que l'effort est plus important à certains endroits comme au niveau de la côte sous le vent de la Guadeloupe et de la côte caraïbe de la Martinique (Figure 9). Les zones les plus parcourues telles que la Martinique (points de départ et d'arrivée de toutes les expéditions) sont donc sur-échantillonnées par rapport à des zones moins prospectées comme Anguilla. La probabilité de détecter 100 % des DTP est comprise entre 0 et 200 m. Puis d'en détecter 75 %, entre 200 et 500 m. À 50 %, cette distance augmente et est comprise entre 500 et 600. Et enfin avec une probabilité de détection égale à 25 %, la distance est comprise entre 600 et 1 500 m. Au-delà de 1 500 m, la détection des DTP est difficile.

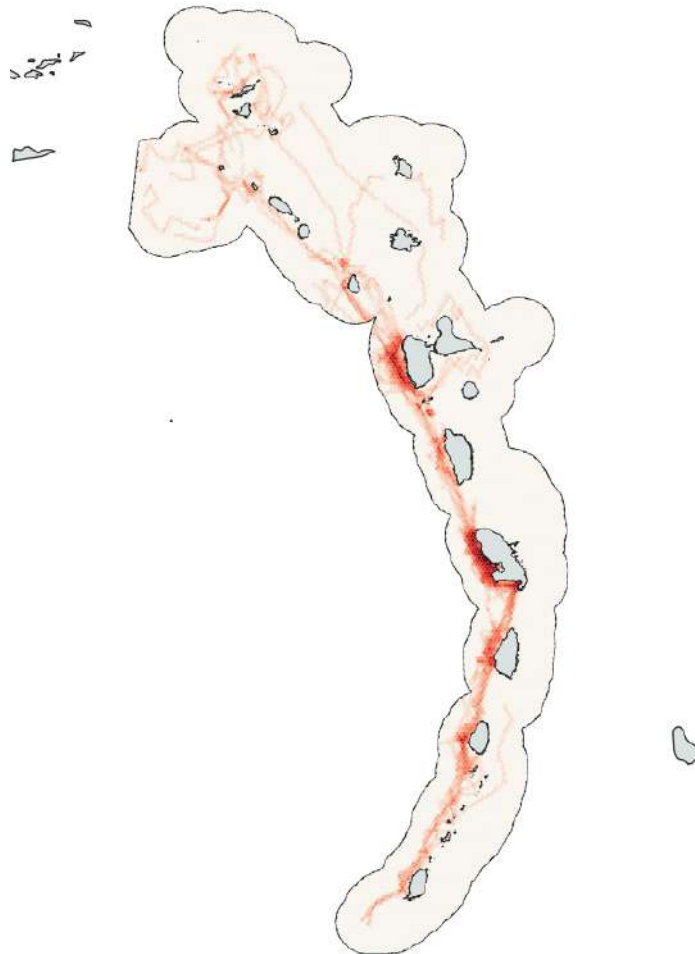


Figure 9 : Effort d'échantillonnage effectué pour le DTP dans les Petites Antilles.

3.4.2. Modèle sélectionné

Sur les 168 observations de DTP, quatre d'entre elles n'ont pas été prises en compte dans le modèle de distribution car elles sont en dehors de la zone d'étude. 8 177 combinaisons de modèles ont été obtenues en ne sélectionnant que les variables avec une corrélation inférieure à 0,7 (Annexe 9). Le nombre minimum de prédicteurs testés dans les modèles correspond à une variable environnementale. Tandis que le maximum de prédicteurs correspond à quatre covariables. L'AIC correspondant à ce modèle est égal à 351,4045 et sa déviance explicative est égale à 25,4 % (Tableau 5).

Tableau 5 : Les cinq premiers modèles expliquant le mieux la distribution des dauphins tachetés pantropicaux. L'astérisque indique une fonction linéaire.

Variables environnementales	AIC	Déviance expliquée (%)
Profondeur + distance à la côte + moyenne température de surface + moyenne du courant*	351,4045	25,4
Profondeur + distance à la côte + moyenne température de surface + médiane du courant	386,2572	26,9
Profondeur + distance à la côte + moyenne température de surface + écart-type du courant	387,0445	26,9
Profondeur + distance à la côte + écart-type salinité + écart-type du courant	387,0445	26,7
Profondeur + distance à la côte + moyenne température de surface + moyenne couche de mélange	387,362	27,3

Les variables prises en compte pour expliquer la distribution sont la profondeur, la distance à la côte, la température de surface et le courant. La courbe correspond à la fonction de lissage de l'estimation. L'aire en bleu correspond à l'intervalle de confiance à 95 %. L'axe (y) indique la densité observée et les barres situées sur l'axe (x) correspondent aux observations de DTP. La variable moyenne du courant Est-Ouest a une relation linéaire (Figure 10). D'après la Figure 10, la distribution des DTP se ferait proche de la côte (environ 200 m) avec une profondeur supérieure à 1 500 m, dans des eaux chaudes comprises entre 27,4 et 27,5 °C. Quant à la variable courant, les valeurs négatives représentent l'entrée du courant Est-Ouest dans les canaux. Lorsque ces valeurs sont négatives, on remarque qu'il y a moins d'observations de DTP.

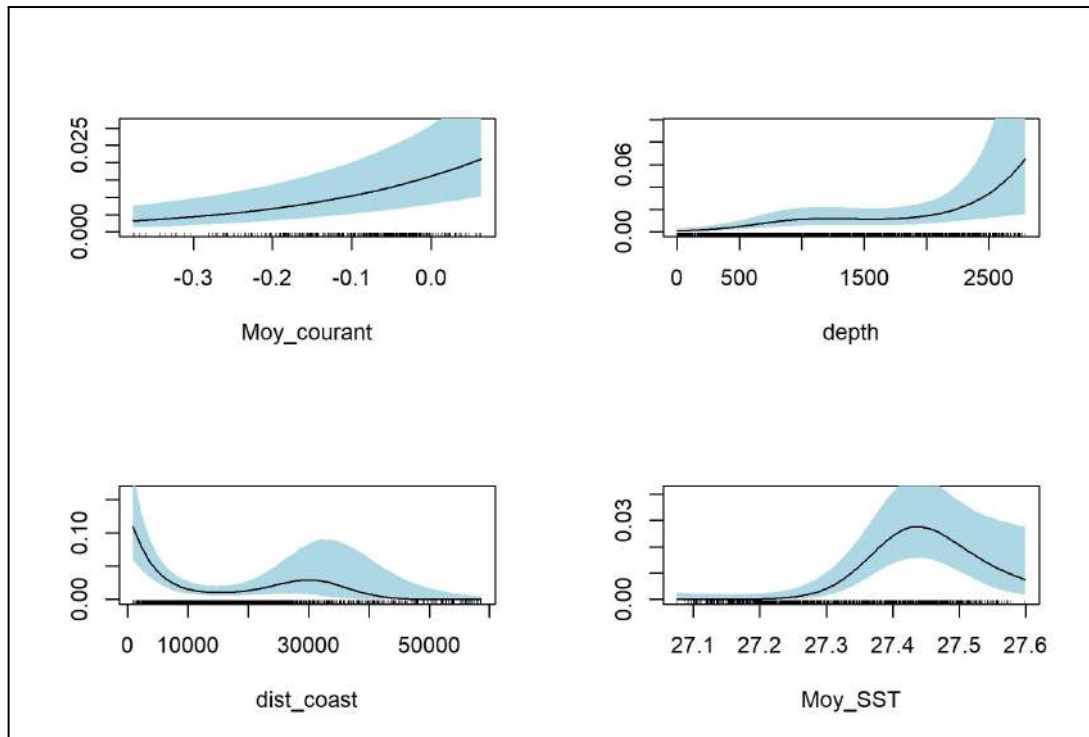


Figure 10 : Graphiques de corrélation de la densité de dauphins tachetés pantropicaux avec les covariables du modèle sélectionné.

Les cartes présentées dans la figure 11 résultent du meilleur modèle sélectionné. La carte de densité relative prédit la distribution des DTP dans la zone d'étude et la carte de coefficient de variation indique l'incertitude associée. La densité relative varie entre 0 et 5,5 observations par cellules de 5,8 km² de la grille. Le coefficient de variation varie quant à lui entre 0 et 11. De manière générale, les prédictions de la distribution des DTP montrent une affinité pour les côtes des îles. Les prédictions avec une densité relative importante sont retrouvées dans le nord-caraïbe de la Martinique et de la Dominique. Des prédictions avec des densités moyennes sont les plus retrouvées du côté caraïbe. Toutefois, certaines d'entre elles prédisent une distribution moyenne dans le sud des Petites Antilles au niveau atlantique. Au niveau des canaux, la distribution prédite est relativement faible avec une densité comprise entre 0 et 2 observations / km².

La carte d'incertitude montre un coefficient de variation élevé dans le nord de la zone d'étude du côté caraïbe. Elle indique également entre la Guadeloupe et les îles du nord et entre la Dominique et la Martinique, un coefficient de variation modéré sur la façade atlantique. Dans le sud-ouest de la Petites Antilles, on retrouve aussi un coefficient de variation modéré. De la Martinique à la Grenade, en passant par les canaux, le coefficient est nul.

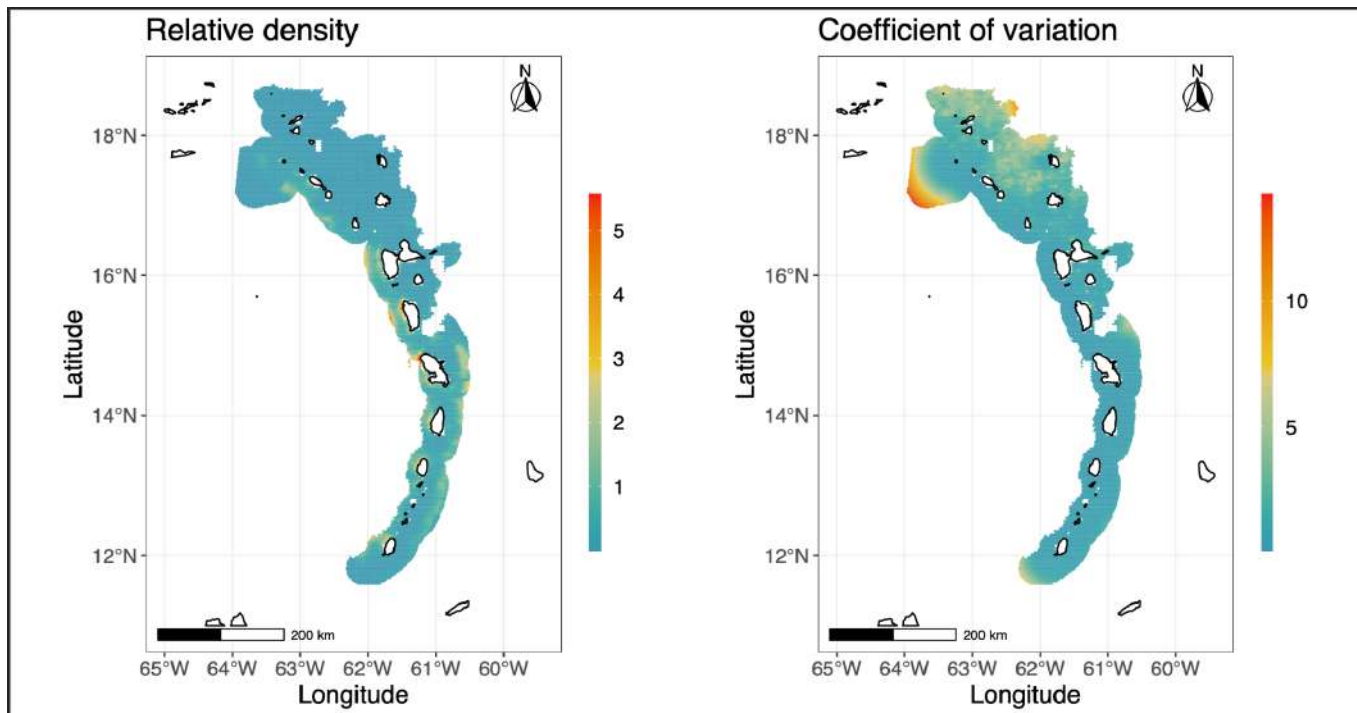


Figure 11 : Cartes prédictives de la densité relative et de l’incertitude associée de la population de dauphins tachetés pantropicaux dans la zone d’étude.

4. Discussion

La méthode la plus utilisée afin d’étudier les cétacés est la photo-ID. Elle permet la création d’un catalogue d’identification pour de nombreuses espèces dans le monde (International Whaling Commission, 1990; Heide-Jørgensen & al., 1991; Defran & al., (2015), Blázquez & al., 2020); notamment pour les DTP (Courtin & al., 2022; Courtin & al., 2023). C’est le cas pour cette étude. Le temps alloué à l’élaboration d’un catalogue de manière classique peut s’avérer long. L’émergence de nouvelles technologies utilisant l’intelligence artificielle pour la photo-identification permet un gain de temps et d’argent avec l’automatisation du traitement des données sans pour autant remplacer les scientifiques. C’est le cas avec Flukebook qui permet l’optimisation des suivis scientifiques sur les cétacés avec une dimension de collaboration entre les chercheurs du monde entier (Blount & al., 2022).

La photo-ID permet d’identifier les mammifères marins marqués naturellement ou de manière induite (marques anthropiques). C’est une technique non invasive et peu coûteuse. Elle permet d’avoir un aperçu sur leur organisation sociale, la distribution du groupe d’espèce étudié en caractérisant leurs mouvements et migration, la fidélité au site, la taille des populations (Würsig & Würsig, 1977, Würsig & Jefferson, 1990). Elle utilise des individus

facilement reconnaissables au travers de leur marques naturelles (aspect de la robe arborée par l'animal, tâches (e.g. Herzog 1997; Kelly 2001)), pigmentation (e.g. Gill & Fairbairns 1995; Ramp & al., 2006) ou par des marques pouvant altérer la structure ou l'intégrité de l'animal. Ces marques peuvent également contribuer à fournir des informations complémentaires sur l'âge en partant du principe qu'un individu plus âgé comporte plus de marques (Würsig & Jefferson 1990), mais aussi le sexe des dauphins (Wells & Scott, 1990, Leone AB & al., 2021). La faible présence ou l'absence de marques qui peuvent conduire à de faux-négatifs ou de faux-positifs lors de l'identification (Würsig & Jefferson, 1990; Urian & al., 2015).

Cependant plusieurs facteurs peuvent desservir cette technique. On retrouve les facteurs environnementaux qui regroupent les conditions météorologiques (brume, vent, ensoleillement important...), l'état de la mer (vagues importantes, écume). Il y a aussi les difficultés à prendre en photo des animaux en mouvement lorsque la mer est agitée et que le bateau bouge. Ou bien il peut s'agir des photographes qui parfois ne sont pas habitués à photographier des sujets mouvants (bénévoles dans notre cas). Il y a également comme autre facteur, l'effort d'échantillonnage. Si celui-ci est peu important, la quantité de photos prise est alors faible et il peut être difficile d'identifier des espèces.

Tout au long de cette discussion, quatre thématiques seront abordées au sujet du dauphin tacheté pantropical. Ces dernières traiteront de leur abondance relative, de leur distribution, de leurs mouvements ainsi que des menaces les ciblant. Toutefois, chacune de ces thématiques ont une limite en commun. Il s'agit de l'effort d'échantillonnage qui apparaît comme étant non uniforme dans la zone d'étude avec notamment une absence d'échantillonnage sur la façade Atlantique. En effet, la couverture des aires d'intérêts n'est pas la même partout, se retrouvant plus importante dans la zone centre considérée comme un point névralgique à toutes les expéditions. C'est pour cela que les régions Nord et Sud sont sous-échantillonnées, induisant par la même occasion une hétérogénéité parmi les îles échantillonnées.

4.1. Abondance relative

La méthode de capture-marquage-recapture (CMR) permet d'avoir sur le long terme, une estimation réelle et fiable d'une population. Dans notre cas, les options d'analyse ont été limitées à l'utilisation d'un estimateur à deux échantillons seulement. Cette pratique a été plusieurs fois utilisée dans d'autres études de populations de cétacés (Hammond, 1986; Read

& al., 2003; Calambokidis & Barlow, 2004; Williams & Thomas, 2009). La population estimée de DTP dans les Petites Antilles grâce à l'estimateur de Chapman s'élève à environ 405 individus (variance = 2 907.546, intervalle de confiance de 95% : 299.8672 et 511.2362) . Comparativement à ce résultat des estimations de populations de DTP ont eu lieu seulement en Martinique où le nombre d'individus est égal à 429.5 dauphins (variance = 30 264.15, intervalle de confiance de 95% aux limites de +/- 0.018) (Jérémie & al., 2013). Le nombre obtenu pour les PA semble s'apparenter à une sous-estimation de la population par rapport à ce qui pourrait être attendu. Non seulement, la prise en photo d'individus exclusivement marqués par rapport à ceux non marqués augmentent le risque de sous-estimation de la population (Wickman & al., 2021) mais aussi les facteurs de déclin tels que les blessures et la mortalité (Read & Murray, 2000; Reynolds & al., 2009; Luksenburg, 2014). De plus, cette estimation reflète les captures et recaptures uniquement obtenues en Guadeloupe et Martinique pendant les deux années d'étude. Cela renvoie aux limites liées à l'effort d'échantillonnage, induit par les contraintes budgétaires et la maximisation des objectifs de coopération, des conditions météorologiques, de la logistique de navigation entre les différents ports des différentes îles dans les délais impartis.

Dans un sens, la taille des groupes peut s'avérer variable en fonction de la région donnée. Tandis que dans l'autres sens, elle peut être déterminer par des facteurs d'ordre écologiques tels que la prédation et l'alimentation (Gomez-Salazar & al., 2012; Markham & al., 2015; Casari & Tagliapietra, 2018; Moura & al., 2019). En considérant, la région Est du Pacifique où l'on distingue deux types de populations (une population côtière et une population océanique), le nombre d'individus varie entre 10 et 150 (moyenne = 60, écart-type = 26) pour la population océanique (Baird & al., 2001). Tandis qu'une population comme celle que l'on retrouve au niveau de la côte pacifique du Costa-Rica, comprend 1 à 50 individus (moyenne = 9.95, écart-type = 10.28 (May-Collado & Forcada, 2012). Les groupes observés dans les Antilles françaises entre 2014 et 2019 ont été estimés respectivement à 89 (IC = 78 – 111) et 90 (IC = 55 – 119) individus en Guadeloupe et Martinique (Courtin & al., 2022). Dans cette étude, la taille des groupes rencontrés dans les Petites Antilles varie quant à elle entre 5 et 135 (moyenne = 5 - 122,92 ; écart-type = 34,64 - 88,01). Ce sont relativement de petits groupes qui ont été observés comme ceux observés au Costa-Rica.

En observant la taille moyenne des groupes observés et en supposant que les groupes sont potentiellement résidents il serait possible d'affiner les estimations. Le suivi sur le long terme

permettra également de confirmer les recaptures, les potentiels mouvements et d'affiner les résultats. C'est pour cela que des missions sont prévues pour les prochaines années.

4.2. Distribution

La distribution des groupes de DTP indique qu'on les retrouve proche des côtes des îles échantillonnées, au niveau de la zone néritique. Cette distribution vient confirmer celles déjà observées dans les PA (Caldwell & al., 1971; Watkins, 1985; Burks & Swartz, 2000) et au Guatemala (Quintana-Rizzo & al., 2021). D'autres distributions ont montré que des DTP étaient observés dans des zones côtières ou océaniques du bassin caribéen ((e.g., Caldwell & al., 1971; Mignucci-Giannoni, 1998; Pardo & al., 2009; Palacios & al., 2013b; Niño-Torres & al., 2015; Ramos & al., 2016). La différenciation entre les populations côtières et océaniques de DTP est plutôt décrite et largement étudiée dans la région Est du Pacifique (Dizon & al., 1994 ; Escorza-Treviño & al., 2006). Mais elle n'a pas encore été démontrée dans la zone des PA et pourrait faire l'objet d'une étude future.

Une corrélation entre la taille des groupe et leur distribution peut-être établie et s'expliquerait par la mise en œuvre de stratégies écologiques pour éviter la prédation et pour adapter le comportement alimentaire au niveau de la recherche de proies (Connor, 2000; Krause & Ruxton, 2002; Markham & al., 2015). De ce fait, les groupes côtiers craignent moins la prédation et la ressource alimentaire est plus disponible; alors que les groupes hauturiers forment de grands groupes pour minimiser le risque de prédation, mais font face à l'irrégularité et la disponibilité des proies (Moors-Murphy, 2014; Acevedo-Gutiérrez, 2018).

Cette distribution des DTP n'est observée qu'au niveau de la façade caribéenne. D'autres études sur les cétacés s'y sont déroulées, car les conditions météorologiques associées y sont plus favorables pour l'observation et à la photo-identification (Roden & Mullin, 2000). De mauvaises conditions météo peuvent affecter la détectabilité qui est la capacité à détecter les dauphins lors de l'échantillonnage. Cela pourrait expliquer l'absence d'observation de DTP dans les canaux situés entre les îles. D'après le modèle, les DTP sont moins observés en présence du courant Est-Ouest. Ce courant Est-Ouest correspond plus précisément au courant Nord-Équatorial qui fait rentrer les eaux atlantiques dans la Mer des Caraïbes, dont la vitesse est estimée par Gordon (1967) à $31 \times 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. La moitié de ces eaux, rentrent par les canaux du sud de l'arc antillais au niveau de Sainte-Lucie, Saint-Vincent et les Grenadines et de

Grenade (Wust, 1964; Gordon, 1967). La vitesse élevée du courant dans les passages entre les îles de l'arc antillais pourrait impacter négativement la répartition du dauphin tacheté pantropical. Dans ce modèle de distribution, l'influence des saisons n'a pas été étudiée; Les variations saisonnières du courant au même titre que les autres paramètres océanographiques pourraient altérer la distribution des espèces du genre *Stenella* (Reilly, 1990; Moreno & al., 2005; Courtin & al., 2022; Courtin & al., 2023).

D'autres variables environnementales au travers du modèle permettent d'expliquer cette distribution et dans une plus grande mesure leur habitat. De manière générale, la préférence de l'habitat des cétacés est décrite en fonction des variables qui influencent la répartition des proies pour l'espèce étudiée (Davis & al., 1998; Cañadas & al., 2002) et limite donc la distribution des dauphins (Baumgartner & al., 2001; Davis & al., 2002). Les zones suggérées par le modèle comme étant propices à la distribution des DTP sont des habitats proches de la côte où la profondeur est supérieure à 1000 m, la vitesse du courant est peu élevée et prenant une direction Est et que la température de l'eau est comprise entre 27,4 et 27,5 °C. Lorsque la distance à la côte augmente, la distribution des DTP diminue. Les eaux côtières sont caractérisées pour être calmes et à l'abri contre les événements climatiques. Mais également comme étant peu profondes et chaudes. Elles offrent également ce statut de protection contre les prédateurs en offrant des habitats complexes (Burger & Gochfeld, 1992; Carwardine & al., 1998; Wells & al., 1999 ; Connor, 2000). Le gradient bathymétrique obtenu par le modèle est cohérent avec la littérature (1 000 m; Davis & al, 1998), (1 500 à 5 000 m; do Amaral & al, 2015; 500 à 1 600 m; Barragán-Barrera & al., 2019; 500 à 1 500 m; Courtin & al., 2023;) montre que la distribution des DTP s'effectue à des profondeurs plus élevées à partir de 1 500 m de profondeur. Le caractère oligotrophe du bassin Caraïbéen (Corredor, 1979) et la disponibilité des proies de *Stenella attenuata* peuvent expliquer ces profondeurs élevées afin que l'espèce puisse se nourrir (Davis & al., 2002; Barragán- Barrera & al., 2019).

4.3 Mouvements

La méthode de capture-marquage-recapture (CMR) a aussi permis d'étudier les potentiels déplacements inter-îles. Dans les Petites Antilles, ce ne sont pour l'instant que les grands cachalots (*Physeter macrocephalus*) (Gero & al., 2007; De Vries, 2017) ainsi que les globicéphales tropicaux (*Globicephala macrorhynchus*) (De Vries, 2017, Martin-Marin, 2023) qui présentent des mouvements inter-îles, et cela confirmé par la photo-identification (Courtin

& al., 2023). Concernant les dauphins tachetés pantropicaux, les 31 individus identifiés et recapturés uniquement en Guadeloupe et Martinique ne montrent aucun déplacement entre les deux îles et suggèrent une possible fidélité au site (Figure 4). La fidélité au site est définie comme étant une tendance à rester dans un endroit familier (Greenwood, 1980; Switzer, 1993) et serait l'un des facteurs potentiels structurant une population (Bose & al., 2017). L'étude de Courtin & al. (2022), a montré que les 70 et 54 individus identifiés en Guadeloupe et Martinique avec respectivement 46 % de recapture, ont une forte fidélité au site sur chacune des deux îles. Ce constat soutient que le déplacement entre les deux îles n'est pour le moment pas observé. Cette étude préliminaire suggère l'existence de deux populations de DTP distinctes présentant des schémas de résidence (Courtin & al., 2022; Courtin & al., 2023).

Toutefois, le groupe résident en Martinique semble être partitionné dans trois localisations avec cinq individus se déplaçant entre elles. Ce partitionnement observé chez d'autres delphinidés pourrait provenir de plusieurs facteurs. Cela pourrait être causé par une productivité variable où une distribution spatio-temporelle régule les sources de proies, contraignant des individus plus âgés à partir vers la ressources pour la population (Lusseau & al., 2003). La ségrégation âge/sexes entre les congénères d'un même groupe (Wells & al. 1987; Connor & al., 2000; Fury & al., 2013) ou encore les activités humaines pourraient aussi altérer la structure de la population (Rutledge & al., 2010; Ansmann & al., 2012). Il serait intéressant de vérifier ces hypothèses dans le cas du DTP dans le futur.

Si aucun mouvement n'a été détecté entre les Antilles françaises, il y a cependant une possible exception. L'individu "CCS_Sa_0079" a été premièrement identifié à Sainte-Lucie en 2021 puis potentiellement recapturé en Martinique, un an plus tard. Les photo-ID de cet individu prises avec un an d'écart semblent correspondre mais ne peuvent pas être vérifiées à cause de l'angle de la photo et du type de traces assez commun. Cette situation laisse à penser qu'il y aurait un potentiel mouvement entre ces deux îles voisines ne pouvant être confirmé avec certitude (Annexe 10). Un autre cas de déplacement exceptionnel d'un dauphin tacheté pantropical a aussi été reporté entre la Guadeloupe et la Martinique (Courtin & al., 2022; Courtin & al., 2023). Ces observations sont qualifiées de rares. Et pour cause, diverses raisons telles que le manque de distinction des marques ou encore l'absence de celles-ci lors de l'identification, qui pourrait empêcher de mettre en évidence de possibles mouvements inter-îles. En parallèle à cela, il y a aussi la qualité des photos, la mauvaise orientation de l'individu, les conditions météorologiques lors des observations qui peuvent entraîner un

manque d'informations sur les capacités de déplacements de ces animaux (Courtin & al., 2023).

La pérennité dans le suivi scientifique de cette communauté d'odontocètes permettrait d'étayer l'hypothèse de mouvements inter-îles en prenant en compte la notion de proximité entre les îles grâce à un effort d'échantillonnage et de recherche plus important (Courtin & al., 2021; Courtin & al., 2023). Cette étude des mouvements est essentielle pour la conservation. En effet des chasses de DTP par l'homme ont été répertoriées à Saint Vincent (Données CCS). D'autres menaces sont aussi observées et leur intensité varie en fonction des territoires. Il est donc primordial de savoir comment se déplace chacune des populations pour évaluer les menaces qu'elles rencontrent pour pouvoir les protéger plus efficacement.

4.4. Menaces

L'analyse des blessures chez les DTP, à soulever la question de leur provenance et dans quelles mesures elles pourraient avoir un impact sur la population. En effet, les marques d'identification s'apparentent pour la majorité à des blessures altérant la structure de l'animal. Les blessures observées chez les DTP sont d'origine anthropique ou naturelle. Le nombre d'individus blessés parmi les îles échantillonnées de l'arc antillais est disparate. Dans les Antilles françaises, la Guadeloupe et la Martinique enregistrent 41,6 et 24,3 % d'individus blessés respectivement. Tandis qu'à Grenade, le pourcentage d'individus blessés est égal à 48,1 %. De manière générale, les blessures anthropiques enregistrent de plus fortes proportions avec 42,6 % (Tableau 4), alors que les blessures naturelles avec seulement 12,7 % (Annexe 6).

Les blessures d'origine naturelle découlent d'interactions intra-spécifiques entre congénères ou d'interactions inter-spécifiques. D'un côté, les interactions intra-spécifiques sont caractérisées par des râteaux dentaires et sont assez communes chez les odontocètes. Peu profondes, elles surviennent lors des sessions de "jeux" ou de défense (McCann, 1974). D'un autre côté, les interactions inter-spécifiques relevées chez les DTP ont un lien avec le cookie-cutter shark. Elles correspondent à 62,1 % des blessures fraîches causées par ce requin chez les DTP. Une étude menée en Martinique indique que la population de *Stenella attenuata*, notamment chez les adultes et les juvéniles, est la plus touchée par les morsures de cet animal. Ce qui représente 53,85 % des individus adultes (Feunteun & al., 2018). Le squalelet féroce en abondance dans les océans tropicaux et subtropicaux, et on les retrouve près des îles

(King & Ikehara, 1956; Strasburg, 1963; Compagno, 1984). Cette proximité avec les îles du squalolet féroce peut se corrélérer à celles des DTP, expliquant la prévalence importante des morsures. Toutefois, l'impact réel du cookie-cutter shark sur les DTP ainsi que sur les autres populations de cétacés n'est pas encore bien compris et pourraient être plus graves en comparaison à ce qui est déjà observé (Luksenburg, 2014). Cela pourrait potentiellement conduire à une diminution de la taille et de la diversité des populations de cétacés (Feunteun & al., 2018).

Tandis que, 53,7 % des blessures retrouvées chez les DTP sont d'origine anthropique et correspondent aux indentations (type G; Annexe 2). Ces indentations résultent de d'interactions avec des engins de pêche et des hélices de navires. Ces résultats ne sont pas inopinés, car 16 espèces de cétacés dont les delphinidés ont été recensées comme prises accessoires dans des engins de pêche commerciaux (sennes, filets maillants, palangres, chaluts; Bjorkland, 2011; Read & al., 2006) et dans des engins de pêche artisanaux tels que les dispositifs de concentration de poissons (DCP) que l'on retrouve dans les Antilles (Rinaldi & Rinaldi, 2016). Ainsi, la diversité multiples des techniques conduisent à des enchevêtrements importants.

Les zones côtières représentent les "hotspot" des menaces visant les DTP au même titre que l'ensemble des mammifères marins. Cela représente 47 % des eaux côtières reconnues comme étant des zones à haut risque (Avila & al., 2018). La pêche, le trafic maritime, le tourisme, mais aussi les rejets terrestres tels que les polluants, contaminants à cause du développement urbain rapide (Ramesh & al., 2015; Halpern & al., 2008, 2015) sont les principales sources de menaces à l'encontre des cétacés (Crain & al., 2009; Avila & al., 2018). La chasse aux delphinidés est une pratique de pêche que l'on peut retrouver dans l'arc antillais et qui s'effectue dans certaines îles avec aucune réglementation. D'après les chasseurs, le dauphin tacheté pantropical fait partie des autres petits cétacés les plus fréquemment capturés (Perrin & Hohn, 1994; Fielding & Kiszka, 2021). D'autres comportements de chasse contre les DTP ont aussi été observés à Sainte-Lucie (Borobia & al., 2023). Le trafic maritime au niveau des côtes incluant les bateaux de plaisance ou commerciaux est de plus en plus important. Les collisions avec des mammifères sont donc plus fréquentes. Dans certains cas, les collisions avec des individus peut-être non létales. Waerebeek & al., (2006) montre chez le grand dauphin que les cicatrices ou blessures présentes au niveau de la nageoire dorsale et sur le dos peuvent aussi résulter de collisions ou d'enchevêtrement dans des filets de pêche. Dans ce cas,

il peut être difficile de mesurer l'impact des collisions et leur fréquence. Il y a aussi une sous-estimation de la résultante létale aux collisions et aux enchevêtrements puisque les analyses ont été réalisées sur les individus "survivants" à ces menaces. Cela met en cause le manque de données répertoriées sur la mortalité des individus à cause des collisions et des activités de pêche. À cela, s'ajoute la pollution sonore (sonars, bruits associés trafic maritime/côtier), dont les conséquences telle que des échouages (Balcomb & Claridge, 2001) sur les cétacés ont été répertoriées dans pour la Caraïbe (Luksenburg, 2014) et ailleurs (Kassamali-Fox & al., 2020). Malheureusement, l'impact de cette menace sur l'ensemble des cétacés des Petites Antilles n'est pas encore connu en raison de l'absence de suivis (Borobia & al., 2023). L'exposition constante et durable des DTP de l'arc antillais (Davidson & al., 2012) entraîne un cumul croissant non négligeable face à ces pressions (Avila & al, 2018). Il en résulte une réponse biologique négative sur ces communautés pouvant se traduire par une mortalité croissante jusqu'à l'extinction de l'espèce (Halpern & al., 2008).

4.5. Piste d'améliorations

Cette étude a été réalisée sur deux ans de suivis. La continuité dans le temps des campagnes de récolte de données standardisées de la CCS permettrait d'augmenter les données à analyser et d'avoir des résultats plus précis. Un effort d'observation supérieur dans les zones Sud et Nord permettrait d'en savoir plus sur les populations observées dans ces îles. Des transects aléatoires et systématiques permettraient une meilleure robustesse des résultats. Des campagnes dédiées avec des photos de bonne qualité dans les zones d'observations permettraient à des AMP comme la réserve Albert Falco en Martinique d'avoir des informations plus détaillées sur les populations qui sont considérées comme résidentes pour le moment pour mettre en place des actions de gestions adaptées.

5. Conclusion et perspectives

Tout au long de cette étude préliminaire, nous avons répondu à quatre questions au sujet des dauphins tachetés pantropicaux. La première question était de savoir le nombre de DTP retrouvés dans les Petites Antilles. Pour y répondre, nous avons estimé l'abondance relative en utilisant la technique de la photo-ID. Cette technique en plus de l'abondance relative a permis la création d'un catalogue d'identification. Ce catalogue servira de référence aux

futures identifications d'individus de cette espèce. Ensuite, la deuxième question était de savoir où ces dauphins pourraient se trouver. Pour ce faire, leur distribution a été déterminée. Elle a permis d'établir un schéma de distribution dans lequel quatre variables expliquent leur répartition. Ces variables indiquent que les DTP s'établissent aux abords des côtes. Ils évoluent dans des eaux chaudes avec une température aux alentours de 27°C et à une profondeur supérieure à 1 500 m. Puis, il a été question de savoir si ces animaux se déplaçaient entre les îles. Nos résultats à ce sujet ne permettent pas de confirmer des déplacements entre les îles. Toutefois, il existe des exceptions qui ont été répertoriées. Mais afin de conclure sur cela, il faudrait poursuivre les suivis scientifiques. Enfin la dernière question était de savoir quelles sont les menaces et dans quelles mesures les dauphins sont impactés. Pour cela, les blessures présentes sur le corps des DTP ont été quantifiées et leur origine déterminée. Les résultats obtenus ont montré que les pressions anthropiques proches de l'habitat des dauphins ont un impact certain sur leur communauté.

L'étude préliminaire traite également de la question des limites. L'effort d'échantillonnage fait partie des limites apparues tout au long de ce rapport et commun à toutes les thématiques abordées. Cela a permis de suggérer des solutions d'amélioration pour la suite des suivis de la communauté de dauphins tachetés pantropicaux. Ces solutions permettront de combler le manque de connaissances sur cette espèce dans les Petites Antilles. À plus grande échelle et sur la base de la coopération, elles serviront à la mise en place de moyens de conservation.

6. Références bibliographiques

- Ansmann IC, Parra GJ, Chilvers BL, Lanyon JM (2012) Dolphins restructure social system after reduction of commercial fisheries. *Anim Behav* 84:575–581
- Avila, I.C., Kaschner, K. and Dormann, C.F. (2018) ‘Current global risks to marine mammals: Taking stock of the threats’, *Biological Conservation*, 221, pp. 44–58. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.021>.
- Baird, R. W., Ligon, A. D., Hooker, S. K., and Gorgone, A. M. (2001). Subsurface and nighttime behaviour of pantropical spotted dolphins in hawai’i. *Can. J. Zool.* 79, 9. doi: 10.1139/cjz-79-6-988
- Balcomb, K. C. I., & Claridge, D. E. (2001). A mass stranding of cetaceans caused by naval sonar in the Bahamas. *Bahamas Journal of Science*, 2, 2-12.
- Blázquez, Miguel, Isabel Baker, Joanne M. O’Brien, et Simon D. Berrow. (2020). « Population Viability Analysis and Comparison of Two Monitoring Strategies for Bottlenose Dolphins (*Tursiops Truncatus*) in the Shannon Estuary, Ireland, to Inform Management ». *Aquatic Mammals* 46, n° 3, 307-25. <https://doi.org/10.1578/AM.46.3.2020.307>.
- Bjorkland, R. H. (2011). An assessment of sea turtle, marine mammal and seabird bycatch in the Wider Caribbean Region. [Doctoral dissertation, Duke University]. <https://hdl.handle.net/10161/56>
- Blount, Drew, Shane Gero, Jon Van Oast, Jason Parham, Colin Kingen, Ben Scheiner, Tanya Stere, et al. (2022). « Flukebook: An Open-Source AI Platform for Cetacean Photo Identification ». *Mammalian Biology* 102, n° 3 (juin 2022): 1005-23. <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00221-3>.
- Borobia, M. et al. (2023) ‘Review of threats and implementation of the Regional Action Plan for the Conservation of Marine Mammals in the Wider Caribbean Region’, *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 18(1), pp. 21–38. Available at: <https://doi.org/10.5597/lajam00300>.
- Bose, S., Forrester, T. D., Brazeal, J. L., Sacks, B. N., Casady, D. S., and Wittmer, H. U. (2017). Implications of fidelity and philopatry for the population structure of female black-tailed deer. *Behav. Ecol.* 28, 983–990. doi: 10.1093/beheco/ax047
- Briceño, Y., Ramírez, S., Bolaños-Jimenez, J., Sánchez, L., Bermúdez-Villapol, L., González, M., Narvaez, E., Hernández, J. and Pirela, D. (2020) A live-stranding of a Clymene dolphin (*Stenella clymene*, Gray, 1850) in the Gulf of Venezuela: first record for the southern Caribbean. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 15(1): 33-36. <https://doi.org/10.5597/lajam002>
- Burger, J. & M. Gochfeld. 1992. Effect of group size on vigilance while drinking in the coati, *Nasua narica*, in Costa Rica. *Anim. Behav.*, 44: 1053- 1057.
- Burks, C., and Swartz, S. L. (2000). Cruise results, windwards humpback (*Megaptera novaeangliae*) survey: NOAA ship Gordon Gunter cruise GU-00-01, 9 February to 3 April 2000. 31. (Miami, FL USA: U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-438).
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., White, G. C., Brownie, C., and Pollock, K. H. (1987). Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture (Bethesda, MD USA: American Fisheries Society Monographs) No 5, 414–420.
- Caldwell, D. K., Caldwell, M. C., Rathjen, W. F., and Sullivan, J. R. (1971). Cetaceans from the lesser antillean island of St-Vincent. *Fish. Bull. Natl. Oceanic Atmospheric Administration* 69, 303.
- Calambokidis J. & Barlow J. (2004). Abundance of blue and humpback whales in the Eastern North Pacific estimated by capture–recapture and line-transect methods. *Marine Mammal Science* 20 (1), 63–85

- Carwardine, M., E. Hoyt, R.E Fordise & P. Gill. (1998). Whales, dolphins & porpoises. Time Life Books, Hong Kong, 288 pp.
- Carwardine, M. (2020). Handbook of Whales, Dolphins and Porpoises. Bloomsbury Publishing, London, U.K. 528 pp.
- Chan, S. C. Y., and Karczmarski, L. (2017). Indo-pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in Hong Kong: Modelling demographic parameters with mark-recapture techniques. *PloS One* 12, e0174029. doi: 10.1371/journal.pone.0174029
- Clapham, P. J., L. S. Baraff, C. A. Carlson, M. A. Christian, D. K. Mattila, C. A. Mayo, M. A. Murphy, and S. Pittman. 1993. Seasonal occurrence and annual return of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the southern Gulf of Maine. *Can. J. Zool.* 71: 440-443
- Compagno LJ (1984) FAO species catalogue. Vol. 4, Sharks of the World. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date (Part 1, Hexanchiformes to Lamniformes). FAO Fisheries Synopsis, 125, 4 (1). FAO, Rome
- Conn PB, Gorgone AM, Jugovich AR, Byrd BL, Hansen LJ. 2011. Accounting for transients when estimating abundance of bottlenose dolphins in Choctawhatchee Bay, Florida. *Journal of Wildlife Management* 75, 569-57
- Connor, R. C. (2000). "Group living in whales and dolphins," in *Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales*. Eds. J. Mann, R. C. Connor, P. L. Tyack and H. Whitehead (Chicago, IL.: University of Chicago Press), 199–218.
- Connor RC, Wells RS, Mann J, Read AJ (2000) The bottlenose dolphin: social relationships in a fission–fusion society. In: Mann J, Connor RC, Tyack PL, Whitehead H (eds) *Cetacean societies: field studies of dolphins and whales*. University of Chicago Press, Chicago, pp 91–126
- Courtin, B., Millon, C., Feunteun, A., Safi, M., Duporge, N., Bolaños-Jiménez, J., et al. (2022). 'Insights on the residency status and inter-island movement patterns of pantropical spotted dolphins *Stenella attenuata* in the Agoa Sanctuary, Eastern Caribbean', *Latin American Journal of Aquatic Mammals* [Preprint]. Available at: <https://doi.org/10.5597/lajam00277>.
- Courtin, B. et al. (2023). 'Site fidelity and population parameters of pantropical spotted dolphins in the Eastern Caribbean through photographic identification', *Frontiers in Marine Science*, 10, p. 939263. Available at: <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.939263>.
- Crain CM, Halpern BS, Beck MW, Kappel CV (2009). Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. *Ann NY Acad Sci* 1162: 39–62.
- Cuzange, P.-A. (2011). Les Pressions anthropiques s'exerçant dans le sanctuaire pour les mammifères marins aux antilles françaises (Agoa). 200. Office Français de la Biodiversité. Available at: http://oai.afbiodiversite.fr/cindocoai/download/AAMP/91/1/536AAMP_2011_Rapport_Agoa_CUZANG20011E.pdf.
- Davidson AD, Boyer AG, Kim H, Pompa-Mansilla S, Hamilton MJ, et al. (2012) Drivers and hotspots of extinction risk in marine mammals. *PNAS* 109: 3395– 3400.
- Davis, R. W., Fargion, G. S., May, N., Lemig, T. D., Baumgartner, M., Evans, W. E., et al. (1998). Physical habitat of the cetaceans along the continental slope in the north central and western Gulf of Mexico. *Mar. Mamm. Sci.* 14, 490–507. doi: 10.1111/j.1748-7692.1998.tb00738.x
- Davis, R. W., Ortega-Ortiz, J. G., Ribic, C. A., Evans, W. E., Biggs, D. C., Ressler, P. H., et al. (2002). Cetacean habitat in the northern oceanic Gulf of Mexico. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 49, 121–142. doi: 10.1016/S0967-0637(01)00035-8
- Defran, R.H., Marthajane Caldwell, Eduardo Morteo, Aimée R. Lang, Megan G. Rice, et David W. Weller. (2015). « Possible Stock Structure of Coastal Bottlenose Dolphins off Baja California and California Revealed

by Photo-Identification Research ». *Bulletin, Southern California Academy of Sciences* 114, n° 1, 1-11. <https://doi.org/10.3160/0038-3872-114.1.1>.

De Vries, L. (2017). First characterization of cetacean's movement in the eastern Caribbean: application to sperm whale, short-finned pilot whale and bottlenose dolphin (France: Université Jean Monnet (Saint-Étienne)).

Dizon AE, Perrin WF, Akin PA (1994) Stocks of dolphins (*Stenella* spp. and *Delphinus delphis*) in the Eastern Tropical Pacific: A phylogeographic classification. NOAA Technical Report NMFS, 119 pp

Escorza-Treviño, S. *et al.* (2006) 'Genetic differentiation and intraspecific structure of Eastern Tropical Pacific spotted dolphins, *Stenella attenuata*, revealed by DNA analyses', *Conservation Genetics*, 6(4), pp. 587–600. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10592-005-9013-9>.

do Amaral, K. B., Alvares, D. J., Heinzemann, L., Borges-Martins, M., Siciliano, S., and Moreno, I. B. (2015). Ecological niche modeling of *Stenella* dolphins (Cetartiodactyla: delphinidae) in the southwestern Atlantic Ocean. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 472, 166–179. doi: 10.1016/j.jembe.2015.07.013

Feunteun, A., de Schrevel, C., Verhaegen, M., Chevallier, D., Duchemin, M., Ziani, N. and de Montgolfier, B. (2018). 'First evaluation of the cookie-cutter sharks (*Isistius* sp.) predation pattern on different cetacean species in Martinique', *Environmental Biology of Fishes*, 101(5), pp. 749–759. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0735-1>.

Fury CA, Ruckstuhl KE, Harrison PL (2013) Spatial and social sexual segregation patterns in Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*). *PLoS One* 8:e52987

Gandilhon, N. (2012). Contribution au recensement des cétacés dans l'archipel de Guadeloupe (Pointe-à-Pitre, France: Université des Antilles et de la Guyane, Campus Fouillole).

Gero, S., Gordon, J., Carlson, C., Evans, P., and Whitehead, H. (2007). Population estimate and inter-island movement of sperm whales, *Physeter macrocephalus*, in the Eastern Caribbean Sea. *J. Cetacean Res. Manage.* 9, 143–150.

Gill A., Fairbairns R.S. (1995). Photo-identification of the minke whale *Balaenoptera acutorostrata* off the Isle of Mull, Scotland. Editor(s): Arnoldus Schytte Blix, Lars Walløe, Øyvind Ulltang, *Developments in Marine Biology*. Elsevier Science Volume .

Gormley, A. M., Slooten, E., Dawson, S., Barker, R. J., Rayment, W., du Fresne, S., et al. (2012). First evidence that marine protected areas can work for marine mammals: Protected areas for marine mammals. *J. Appl. Ecol.* 49, 474–480. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02121.x

Gordon A. L., 1967. Circulation of the Caribbean Sea. *Journal of Geophysical Research*, 72, 24, 6207-6223.

Greenwood, P. J. (1980). Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Anim. Behav.* 28, 1140–1162. doi: 10.1016/S0003-3472(80)80103-5.

Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, et al. (2008) A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319: 948–952.

Halpern, B.S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K.S., Koenig, K., Longo, C. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nat. Commun.* 6, 7615.

Hammond P.S. (1986). Estimating the size of naturally marked whale populations using capture–recapture techniques. Report of the International Whaling Commission (special Issue 8), pp. 253–282. 1546 R. Williams, L. Thomas / *Biological Conservation* 142 (2009) 1542–1547

Heide-Jørgensen, M.P., et K.J. Finley. (1991). « Photographic Re-identification of a Bowhead Whale in Davis Strait ». *ARCTIC* 44, n° 3, 254-56. <https://doi.org/10.14430/arctic1546>.

Herr H., Burkhardt-Holm P., Heyer K., Siebert U., Selling J. (2020). Injuries, malformations, and epidermal conditions in cetaceans of the Strait of Gibraltar. *Aquatic Mammals* 46(2): 215–235.

Herzing, D.L. (1997). The life history of free-ranging Atlantic Spotted dolphins (*Stenella frontalis*): Age, classes, color phases, and female reproduction. *Marine Mammal Science*, 13, 576-595

International Whaling Commission. 1990. Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters. The International Whaling Commission, The Red House, Station Road, Histon, Cambridge, CB4 4NP, UK.

Jefferson, T. A., Leatherwood, S., and Webber, M. A. (1993). *Marine mammals of the world*. FAO Species Identification Guide. Food and Agriculture Organization, Rome. 320 pp

Jefferson, T. A., M. A. Webber and R. L. Pitman. (2008). *Marine mammals of the world*. Academic Press, Amsterdam.

Jérémie Stéphane, Lecompte Rachel, Marraud Des Grottes Roland, Scanga Virginie , Sepanmar. (2013). Estimation de l'abondance des delphinidés de l'espace maritime médian de la côte Caraïbe de la Martinique par la technique de Capture-Marquage-Recapture par photo-identification. Evaluation des populations de *Stenella attenuata* et *Tursiops truncatus* face à l'activité d'observation commerciale des cétacés dans le contexte de l'application de la charte d'approche des mammifères marins : campagne expérimentale. SEPANMAR Memorandum Technique 2013/IX/ 30. 23 p.

Kassamali-Fox, A., Christiansen, F., May-Collado L. J., Ramos, E. A., & Kaplin, B. A. (2020). Tour boats affect the activity patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Bocas del Toro, Panama. *PeerJ* 8, e8804. <https://doi.org/10.7717/peerj.8804>

Katona, S. K., and J. A. Beard. 1990. Population size, migrations, and feeding aggregations of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the western North Atlantic ocean. *Rep. int Whal. Commn. Special Issue 12*: 295-306.

Kelly, M. J. (2001). Computer-aided photograph matching in studies using individual identification: an 254 example from Serengeti cheetahs. *Journal of Mammalogy*, 82(2), 440–449.

King JE, Ikehara II (1956) Some unusual fishes from the Central Pacific. *Pac Sci* 10:17–24

Krause, J., and Ruxton, G. D. (2002). *Living in Groups*. Oxford: Oxford Univ Press. Ladd, J., and Schroder, S. (1985). Seismic Stratigraphy of the Continental Shelf Offshore Guatemala: Implications for Vertical Tectonics Related to Subduction. New York, NY: Lamont-Doherty Geological Observatory of Columbia University, doi: 10.2973/DSDP.PROC.84.140.1985

Leone AB, Bonanno Ferraro G, Boitani L, Blasi MF. (2019). Skin marks in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) interacting with artisanal fishery in the central Mediterranean Sea. *PLoS One*. 14(2):e0211767. doi: 10.1371/journal.pone.0211767. PMID: 30721248; PMCID: PMC6363217.

Lucke, K., Scheidat, M., Geelhoed, S., Debrot, A. O., Ward, N., Hatch, L., Wiley, D., McDonald, C., Reynolds, J., Hoetjes, P., Bolaños-Jiménez, J., Souan, H., Vandersarren, G., & Gandilhon, N. (2014). *Marine mammals in the Wider Caribbean – Current research and priorities for future studies (Report C007/14)*. IMARES (Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies). 38 pp

Luksenburg, J. A. (2014). Prevalence of External Injuries in Small Cetaceans in Aruban Waters, Southern Caribbean. *PLoS ONE*, 9(2), e88988. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088988>

Lusseau D, Schneider K, Boisseau OJ, Haase P, Sloaten E, Dawson SM (2003) The bottlenose dolphin community of doubtful sound features a large proportion of long-lasting associations—can geographic isolation explain this unique trait? *Behav Ecol Sociobiol* 54(4):396–405. <https://doi.org/10.1007/s00265-003-0651-y>

Machernis, A.F. et al. (2021) 'External Scarring as an Indicator of Fisheries Interactions with Bottlenose (*Tursiops truncatus*) and Pantropical Spotted (*Stenella attenuata*) Dolphins in Maui Nui, Hawai'i', *Aquatic Mammals*, 47(5), pp. 482–498. Available at: <https://doi.org/10.1578/AM.47.5.2021.482>.

- Mannocci L., Laran S., Monestiez P., Dorémus G., Van Canneyt O., Watremez P., & Ridoux V. (2014). Predicting top predator habitats in the Southwest Indian Ocean. *Ecography*, 37(3), 261-278.
- Markham, A. C., Gesquiere, L. R., Alberts, S. C., and Altmann, J. (2015). Optimal group size in a highly social mammal. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 112, 14882–14887. doi: 10.1073/pnas.1517794112
- Martin-Marin S. (2023). Étude préliminaire de la distribution, des mouvements et de l'abondance de la population de Globicéphale tropical, *Globicephala macrorhynchus*, dans les Petites Antilles. Rapport de stage, Disponible en Juin 2023.
- May-Collado, L. J., and Forcada, J. (2012). Small-scale estimation of relative abundance for the coastal spotted dolphins (*Stenella attenuata*) in Costa Rica: the effect of habitat and seasonality. *Rev. Biología Trop.* 60, 133. doi: 10.15517/rbt.v60i2.19997
- Mayol, P., de Montgolfier, B., Ratel, M., Bordes, R., Costales, L., Iatropoulos, D., et al. (2016). caractérisation des activités d'observation commerciale des cétacés à l'échelle du sanctuaire agoa. Available at: <http://www.souffleursdecume.com/docs/>.
- McCann C (1974) Body scarring on cetacea-odontocetes. *Sci Rep Whales Res Inst* 26: 145–155.
- Mesnick, S.L. et al. (2002) 'EVASIVE BEHAVIOR OF EASTERN TROPICAL PACIFIC DOLPHINS RELATIVE TO EFFORT BY THE TUNA PURSE-SEINE FISHERY'.
- Mignucci-Giannoni, A. A. (1998). Zoogeography of cetaceans off Puerto Rico and the Virgin Islands. *Caribb. J. Sci.* 34, 173–190.
- Moors-Murphy, H. B. (2014). Submarine canyons as important habitat for cetaceans, with special reference to the Gully: a review. *Deep Sea Res. II Top. Stud. Oceanogr.* 104, 6–19. doi: 10.1016/j.dsr2.2013.12.016
- Niño-Torres, C. A., García-Rivas, M., del, C., CastelblancoMartínez, D. N., Padilla-Saldar, J. A., Blanco-Parra, M., et al. (2015). Aquatic mammals from the Mexican Caribbean: a review. *Hidrobiologica* 25, 143–154. doi: 10.1007/978-1-4614-6898-1_3
- Psarakos, S., Herzing, D. L., and Marten, K. (2003). Mixed-species associations between pantropical spotted dolphins (*Stenella attenuata*) and Hawaiian spinner dolphins (*Stenella longirostris*) off Oahu, Hawaii. *Aquat. Mammals* 29, 390–395. doi: 10.1578/01675420360736578
- Pardo, M. A., Mejía-Fajardo, A., Beltrán-Pedrerros, S., Trujillo, F., Kerr, I., and Palacios, D. M. (2009). Odontocete sightings collected during offshore cruises in the western and Southwestern Caribbean Sea. *Lat. Am. J. Aquat. Mamm.* 7, 57–62. doi: 10.5597/lajam00135.
- Pauly, D., Trites A. W., Capuli .E., Christensen, V. (1998). Diet composition and trophic levels of marine mammals, *ICES Journal of Marine Science*, Volume 55, Issue 3, June 1998, Pages 467–481, <https://doi.org/10.1006/jmsc.1997.0280>
- Perrin, W. F., and Hohn, A. A. (1994). Pantropical Spotted Dolphin *Stenella attenuata*. In: S. H. Ridgway and R. Harrison (eds), *Handbook of Marine Mammals Vol. 5: The First Book of Dolphins*, pp. 71-98. Academic Press, New York.
- Perrin William F, Caldwell David K, Caldwell Melba C (1994). Atlantic Spotted Dolphin *Stenella frontalis* (G. Cuvier, 1829). In: S. H. Ridgway and R. Harrison (eds), *Handbook of Marine Mammals Vol. 5: The First Book of Dolphins*, pp. 173-190. Academic Press, New York.
- Perrin, W. F. (2018). "Pantropical spotted dolphin," in *Encyclopedia of marine mammals*, 2nd edn. Eds. B. Würsig, W. F. Perrin and J. G. M. "Hans" Thewissen (London, UK.: Academic Press Inc.), 676–678.
- Quintana-Rizzo, E. et al. (2021) 'Spatial Distribution and Abundance of Small Cetaceans in the Pacific Waters of Guatemala', *Frontiers in Marine Science*, 8, p. 674134. Available at: <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.674134>.

- Ramesh, R., Chen, Z., Cummins, V., Day, J., D'Elia, C., Dennison, B., et al. (2015). Land–ocean interactions in the coastal zone: past, present & future. *Anthropocene* 12, 85–98.
- Ramos, E. A., Castelblanco-Martínez, D. N., Niño-Torres, C. A., Jenko, K., and Gomez, N. A. (2016). A review of the aquatic mammals of Belize. *Aquat. Mamm.* 42, 476–493. doi: 10.1578/AM.42.4.2016.476
- Ramp, C., M. Berube, W. Hagen and R. Sears. (2006). Survival of adult blue whales *Balaenoptera musculus* in the Gulf of St. Lawrence. Canada. *Marine Ecology Progress Series* 319:287–295.
- Read, A. J., and Murray, K. T. (2000). Gross evidence of human-induced mortality in small cetaceans. 21. (Silver Spring, MD USA: U. S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-15).
- Read A.J., Urian K.W., Wilson B. & Waples D.M., (2003). Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds and estuaries of North Carolina. *Marine Mammal Science* 19 (1), 59–73
- Reynolds, J. E.III, Marsh, H., and Ragen, T. J. (2009). Marine mammal conservation. *Endangered Species Res.* 7, 23–28. doi: 10.3354/esr00179.
- Rice, D. W. (1998). Marine mammals of the world. Systematics and distribution. Society for Marine Mammalogy Special Publication 4:1–231.
- Rinaldi, C., & Rinaldi, C. (2016). Report of disentanglement of a sperm whale (*Physeter macrocephalus*) March 17, 2016 downwind coast of Guadeloupe, French Caribbean. *Association Evasion Tropicale*.
- Roden Carroll, L, Mullin Keith, D. (2000). Sighting of Cetacean in the Northern Caribbean Sea and Adjacent Waters, Winter 1995. *Caribbean Journal of Science*, Vol. 36., N° 3-4, 280-288.
- Rosel, P.E. et al. (2011). Photo-identification, capture-marquage-recapture techniques for estimating abundance of bay sound and estuary populations of Bottlenose dolphins along the U.S coast and Gulf of Mexico : A Workshop report.
- Rutledge LY, Patterson BR, Mills KJ, Loveless KM, Murray DL, White BN (2010) Protection from harvesting restores the natural social structure of eastern wolf packs. *Biol Conserv* 143:332–339
- Safi, M., Eymard, M., Janssen, A., Feunteun, A., and de Mongolfier, B. (2020) Etat de santé des populations résidentes et semi-résidentes des cétacés présentes dans les eaux de la Martinique. Available at: <https://projets.beecee.fr/baie-fdf/document/>.
- Seber G.A.F. (1982). *The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters*, second ed. The Blackburn Press, New Jersey.
- Shirihai, Hadoram, et Brett Jarett. (2007). *Guide des mammifères marins du monde*. Paris. Les guides du naturaliste. Paris: Delachaux et Niestlé.
- Smith, B.D. et al. (2015). ‘Population demographics, habitat selection, and a spatial and photographic analysis of bycatch risk of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* and bottlenose dolphins *Tursiops aduncus* in the northern Bay of Bengal, Bangladesh’.
- Speakman TR, Lane SM, Schwacke LH, Fair PA, Zolman ES. 2011. Mark-recapture estimates of seasonal abundance and survivorship for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) near Charleston, South Carolina, USA. *Journal of Cetacean Research and Management* 11, 153-163.
- Stevick, P., N. Øien and D.K. Mattila. 1998. Migration of a humpback whale between Norway and the West Indies. *Mar. Mamm. Sci.* 14: 162-166.
- Strasburg DW (1963) The diet and dentition of *Isistius brasiliensis*, with remarks on tooth replacement in other sharks. *Copeia* 1963(1):33–40. <https://doi.org/10.2307/1441272>
- Switzer, P. V. (1993). Site fidelity in predictable and unpredictable habitats. *Evol. Ecol.* 7, 533–555. doi: 10.1007/BF01237820

Urian, Kim, Antoinette Gorgone, Andrew Read, Brian Balmer, Randall S. Wells, Per Berggren, John Durban, Tomoharu Eguchi, William Rayment, et Philip S. Hammond. (2015). « Recommendations for Photo-Identification Methods Used in Capture-Recapture Models with Cetaceans ». *Marine Mammal Science* 31, n° 1, 298-321. <https://doi.org/10.1111/mms.12141>.

Waerebeek, K.V. et al. (2006) 'Vessel collisions with small cetaceans worldwide and with large whales in the Southern Hemisphere; building a standardized database', th Annual Meeting [Preprint].

Wang, Ming-Chih, William A Walker, Kwang-Tsao Shao, et Lien-Siang Chou. 2003. « Feeding Habits of the Pantropical Spotted Dolphin, *Stenella Attenuata*, off the Eastern Coast of Taiwan ». *Zoological Studies*.

Watkins, W. A. (1985). Investigations of sperm whale acoustic behaviors in the southeast Caribbean. *Cetology* 49, 1–15.

Wells RS, Scott MD, Irvine AB (1987) The social structure of free ranging bottlenose dolphins. In: Genoways HH (ed) *Current mam- malogy*, vol 1. Plenum Press, New York, pp 247–305

Wells, Randall S, et Michael D Scott. (1990). « Estimating Bottlenose Dolphin Population Parameters From Individual Identification and Capture-Release Techniques », *Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters*, n° 12 (s. d.). The International Whaling Commission, The Red House, Station Road, Histon, Cambridge, CB4 4NP, UK.

Wells, R., Boness, D., and Rathbun, G. (1999). "Behavior," in *Biology of Marine Mammals*, eds. J. E. Reynolds III and S. Rommell (Washington, DC: *Biology of Marine Mammals*. Smithsonian Institution Press), 324–422.

White, G. C., and Burnham, K. P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46, S120–S139. doi: 10.1080/00063659909477239

Wickman, L., Rayment, W., Slooten, E., and Dawson, S. M. (2021). Recommendations for estimating mark rate of cetaceans in photo-ID research: A critique of field sampling protocols and variance estimation. *Mar. Mammal Sci.* 37, 328–343. doi: 10.1111/mms.12723

Williams R., & Thomas L. (2009). Cost-effective abundance estimation of rare animals: Testing performance of small-boat surveys for killer whales in British Columbia. *Biological Conservation*, 142(7), 1542-1547.

Wood S.N. (2006). Low-rank scale-invariant tensor product smooths for generalized additive mixed models. *Biometrics*, 62(4), 1025-1036.

WÜRSIG, B. and JEFFERSON, T. A. (1990). Methods of photo-identification for small cetaceans. Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters. Report of the International Whaling Commission, Special Issue 12: 43-52

Wüst G., 1964. Stratification and circulation in the Antillean-Caribbean basins. Part 1 Spreading and mixing of the water types, with an oceanographie atlas. Columbia University Press, N. Y., 201 pp.


Annexes

Annexe 1 : Récapitulatif des expéditions en 2021 et 2022.

2021	Zone	Date	Time of visual and acoustic effort (h)	Visual and acoustic space effort (Km)	Time of visual effort (h)	Visual space effort (Km)	Average navigation speed (knot) (CV)
Exp. 1	North	05/21-31	147.73	1336.53	114.96	1037.15	4.98 (26.75%)
Exp. 2	North	06/01-13	131.71	1180.35	126.72	1133.33	4.88 (29.81%)
Exp. 3	Centre	06/20-28	108.49	952.14	89.93	779.71	4.70 (25.05%)
Exp. 4	Centre	07/04-14	110.38	795.15	109.55	789.17	4.50 (32.46%)
Exp. 5	South	07/17-27	97.68	870.44	88.17	790.18	4.92 (25.80%)
Exp. 6	South	08/03-13	89.64	759.21	76.98	643.73	4.68 (26.46%)
Exp. Supp.		2021	253.25	2393.16	234.11	2219.79	5.10 (22.81%)
Total		2021	938.88	8286.98	840.42	7393.06	4.89 (26.77%)




2022	Zone	Date	Time of visual and acoustic effort (h)	Visual and acoustic space effort (Km)	Time of visual effort (h)	Visual space effort (Km)	Average navigation speed (knot) (CV)
Exp. 1	South	03-04/25-06	99.81	937.93	98.60	925.14	5.31 (30.64%)
Exp. 2	Centre	04/17-26	91.10	806.99	91.10	806.99	5.06 (29.64%)
Exp. 3	North	05/22-31	114.75	1264.73	111.59	1232.86	7.21 (73.63%)
Exp. 4	South	06/17-28	101.18	1066.54	100.59	1059.21	5.65 (21.47%)
Exp. 5	Centre	07/14-26	105.30	952.43	104.76	946.77	4.87 (25.39%)
Exp. 6	North	08/15-30	143.63	1443.08	142.83	1435.51	5.24 (21.52%)
Exp. Supp.	Centre /South	2022	222.89	2619.75	219.6	2586.31	7.26 (76.64%)
Total		2022	878.66	9091.45	869.07	8992.80	6.76 (72.55%)
Total		2021-22	1817.54	17378.43	1709.49	16385.86	5.86 (64.22%)

Annexe 2 : Clé de détermination des blessures utilisée pour le dauphin tacheté pantropical.

Illustration	Notation 1: état frais 2: état cicatrisé	Type de cicatrices	Description	Cause	Origine	Notation (en anglais)	Littérature
a 	A1 A2	Section linéaire de la nageoire dorsale	Section propre de la nageoire dorsale	<ul style="list-style-type: none"> Coup de couteau Hélice Engins de pêche 	Anthropique	LS (Linear severed dorsal fin)	Luksenburg (2014), Smith et al. (2015)
b 	B1 B2	Section non linéaire de la nageoire dorsale	Section avec bords irréguliers de la nageoire dorsale	<ul style="list-style-type: none"> Attaque de requin 	Relation inter-intra spécifique	NLS (Non-linear severed dorsal fin)	Luksenburg (2014)
c 	C1 C2	Coupure droite et profonde	Coupure en forme de V qui est plus ronde que haute	<ul style="list-style-type: none"> Engins de pêche (filets, lignes) Hélice 	Anthropique	DC (Straight, Deep Cut)	Luksenburg (2014), Smith et al. (2015), Machernis et al. (2021)

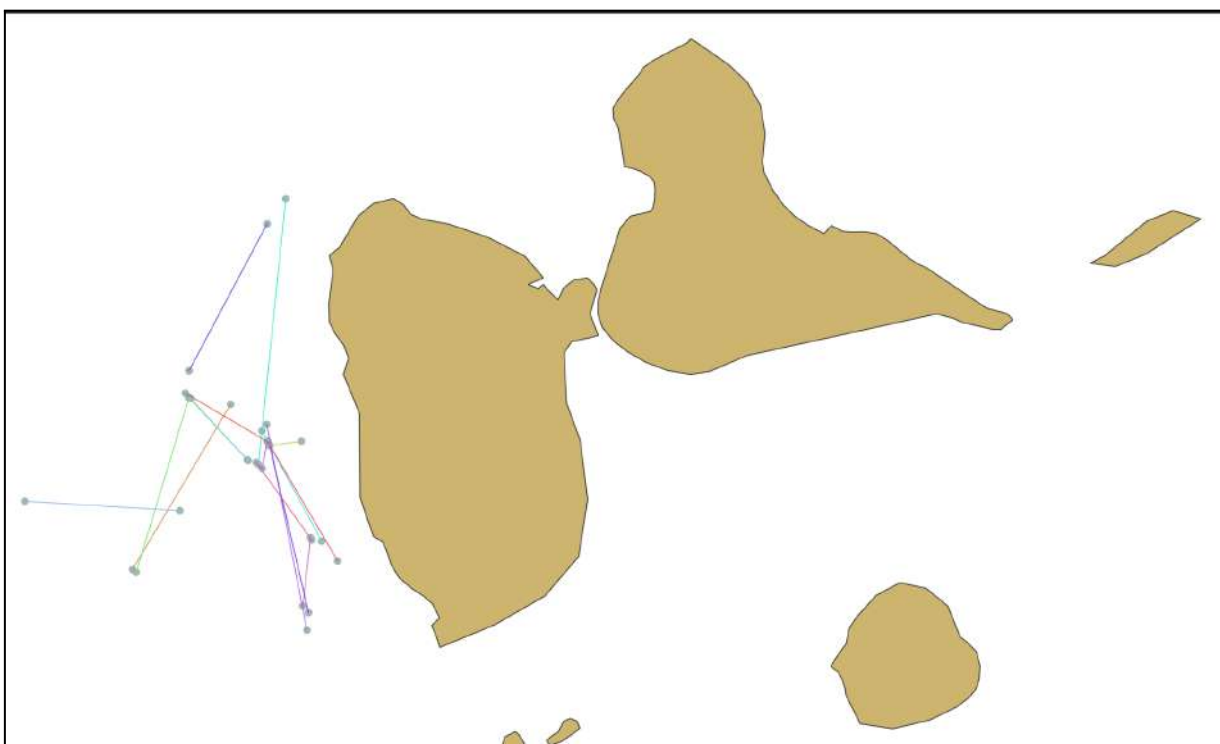
d	D1 D2	Coupures opposées	Coupures ou indentations sur les côtés opposés de la nageoire dorsale (bord d'attaque et bord de fuite)	<ul style="list-style-type: none"> • Ligne de pêche enroulée autour de la nageoire dorsale 	Anthropique	OC (Opposing Cut)	Luksenburg (2014), Machernis et al. (2021)
e	E1 E2	Coupures parallèles	Incisions, coupures ou entailles multiples (droites, courbes ou semi-courbes) qui sont typiquement parallèles	<ul style="list-style-type: none"> • Hélice tournante 	Anthropique	PC (Parallel Cuts)	Luksenburg (2014)
f	F1 F2	Affaisssement de la nageoire dorsale	Nageoire dorsale complètement ou partiellement repliée	<ul style="list-style-type: none"> • Mauvais état de santé • Stress • Enchevêtrement dans les engins de pêche 	Naturelle Anthropique	CLS (Collapse)	Luksenburg (2014), Smith et al (2015), Machernis et al. (2021)
g	G1 G2	Indentation courte, en forme de coupe	Blessure caractérisée par une indentation obtuse en forme de coupe.	<ul style="list-style-type: none"> • Engins de pêche • Hélice 	Anthropique	CLI Obtuse, short cut-like indentation)	Luksenburg (2014), Smith et al. (2015)

h	H1 H2	Indentation ou laceration de l'épiderme	Cicatrice rectiligne allongée, parfois superficielle, parfois profonde	<ul style="list-style-type: none"> • Engins de pêches (lignes/ filets) 	Anthropique	I (Indentation)	Luksenburg (2014), Smith et al. (2015)
i	I1 I2	Coupe ronde, en demi-cercle	coupe de forme demi-ronde ou ovale	<ul style="list-style-type: none"> • Engins de pêche • Hélice 	Anthropique	RC (Round cut)	Luksenburg (2014), Smith et al. (2015)
j	J1 J2	Blessure par morsure de requin	Plaies ou cicatrices sur le corps qui sont soit en forme de croissant (avec ou sans traces de piqûres de dents) Contour de la nageoire dorsale déchiquetée	Attaque de requins	Relation interspécifique	SK (Shark-inflected bite wound)	Luksenburg (2014)
k	K1 K2	Morsure de forme ronde (emporte-pièce) Si la morsure est fraîche : ressemble à un cratère de peau de chair	Plaie caractérisée par une petite tache de forme circulaire, ovale, elliptique ou conique	Morsure de Cookie cutter shark (<i>Isistius sp</i>)	Relation interspécifique	CC (Cookie cutter wound)	Luksenburg (2014)

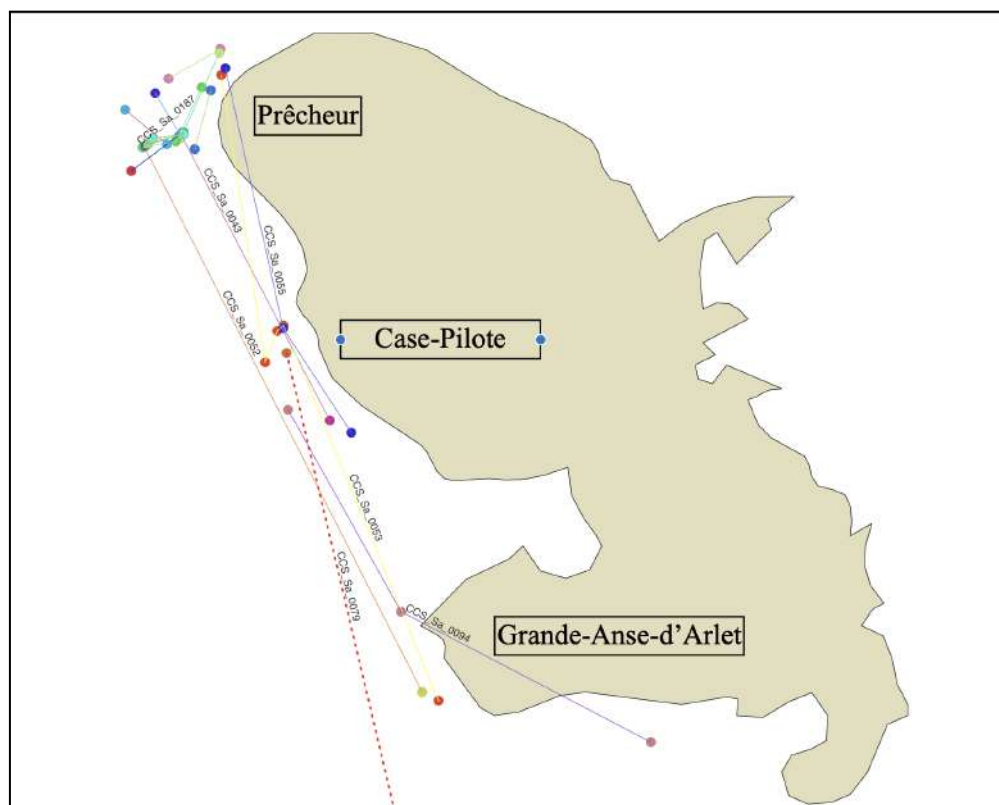
	L1 L2	Râteaux dentaires	Marques linéaires et parallèles faisant penser à des traces de dents	Interaction inter-intra spécifique	Relation inter-intra spécifique		Herr et al. (2020)
	M1 M2	Émaciation	Maigreux avec aperçu des côtes de l'animal, dépression post crânienne conséquente / côtes / "omoplates" visibles	- Malnutrition ou privation de nourriture - Agent pathogène / Maladie - Blessures	Naturelle anthropique		Herr et al. (2020)
	N1 N2	Cicatrice non linéaire	Cicatrice(s) non linéaires de différentes longueurs le long du corps	Interaction inter-intra spécifique	Relation inter-intra spécifique		Herr et al. (2020)
	O1 O2	Ulcères/excision	Tégument excisé/ ulcéré sur une partie du corps	Pourrait s'apparenter à des interactions inter/intra-spécifiques	Relation inter-intra spécifique		Herr et al. (2020)

	P1 P2	Dépression	Affaissement de l'épiderme	- Inconnue*	Inconnu		Smith et al. (2015), Machernis et al. (2021)
	Q1 Q2	Anomalie de peau	Marques superficielles de formes et de pigmentation variées. Sont parfois comparées à des tatouages, de par leur apparence	Virus Infection bactérienne Infection fongique	Naturelle		Herr et al. (2020)
	R1 R2	Blessures antérieures	Toute entaille/ encoche sur la face antérieure de l'aile dorsale	Hélice	Anthropique		Smith et al. (2015), Machernis et al. (2021)
	S1 S2	Parasites	Présence d'animaux accrochés au corps de l'individu	- Barnacles	Relation inter-spécifique		Smith et al. (2015), Machernis et al. (2021)

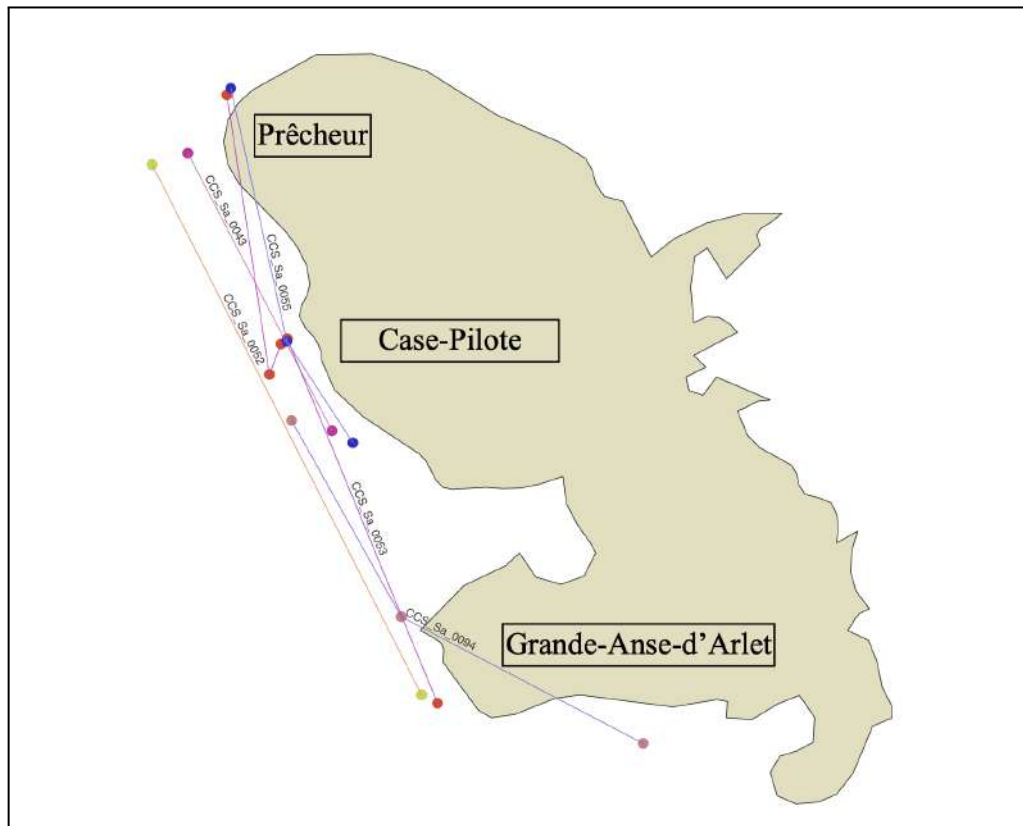
Annexe 3 : Carte des recaptures en Guadeloupe.



Annexe 4 : Carte des recaptures dans les trois zones en Martinique.



Annexe 4.1 : Carte de recaptures de cinq individus entre les trois zones en Martinique.



Annexe 5 : Type de blessure et leur pourcentage en fonction de leur origine.

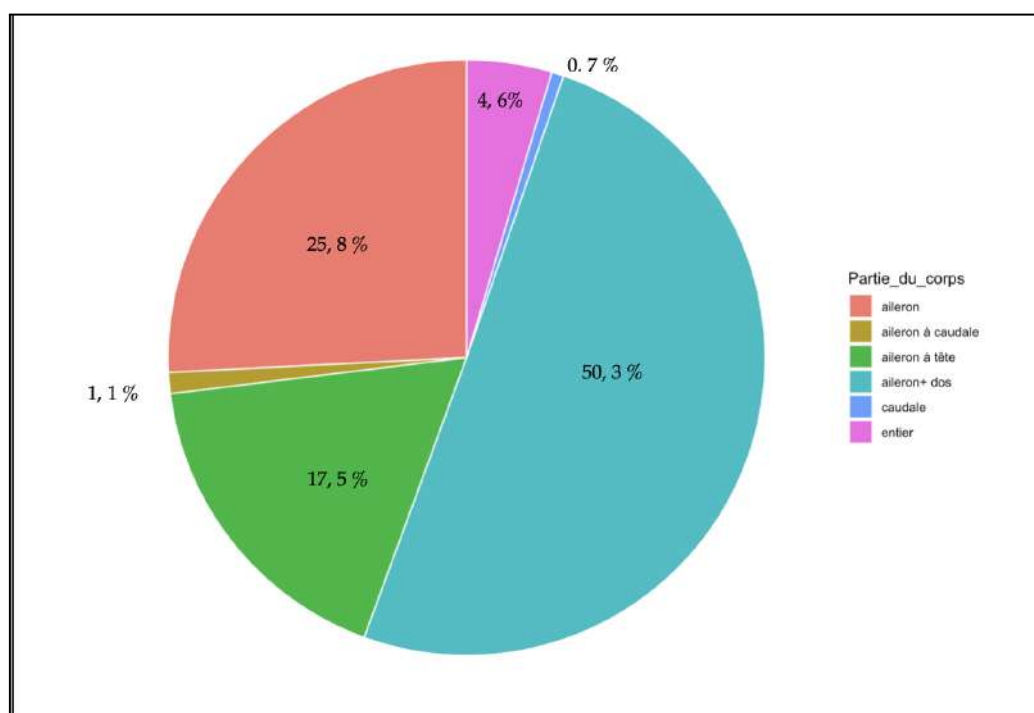
Type de Blessures	Origine	Pourcentage (%)
A	Anthropique	0,6
B	Naturelle	0,5
C	Anthropique	1
D	Anthropique	0,3
E	Anthropique	0,8
F	Naturelle ou Anthropique	0,3
G	Anthropique	53,7
H	Anthropique	1,5
I	Anthropique	18
J	Naturelle	0,05
K	Naturelle	6,6
L	Naturelle	8,6
M	Naturelle ou Anthropique	0,05
N	Naturelle	4,2
O	Naturelle ou Anthropique	1
P	Naturelle ou Anthropique	0,2
Q	Naturelle	1,1
R	Anthropique	1
S	Naturelle	0

Annexe 6 : Pourcentage des blessures observées d'origine naturelle par île échantillonnée.

Îles échantillonnées	Nombre d'observations de blessures naturelles	Nombre d'observations d'individus blessés et non blessés	Pourcentage (%)
Montserrat	7	77	9,1
Guadeloupe	172	877	19,6
Dominique	22	163	13,5
Martinique	132	1 475	8,9
Sainte-Lucie	9	102	8,8
SVG	36	245	14,7
Grenade	1	52	1,9
Total	379	2 991	12,7

SVG : Saint-Vincent et les Grenadines

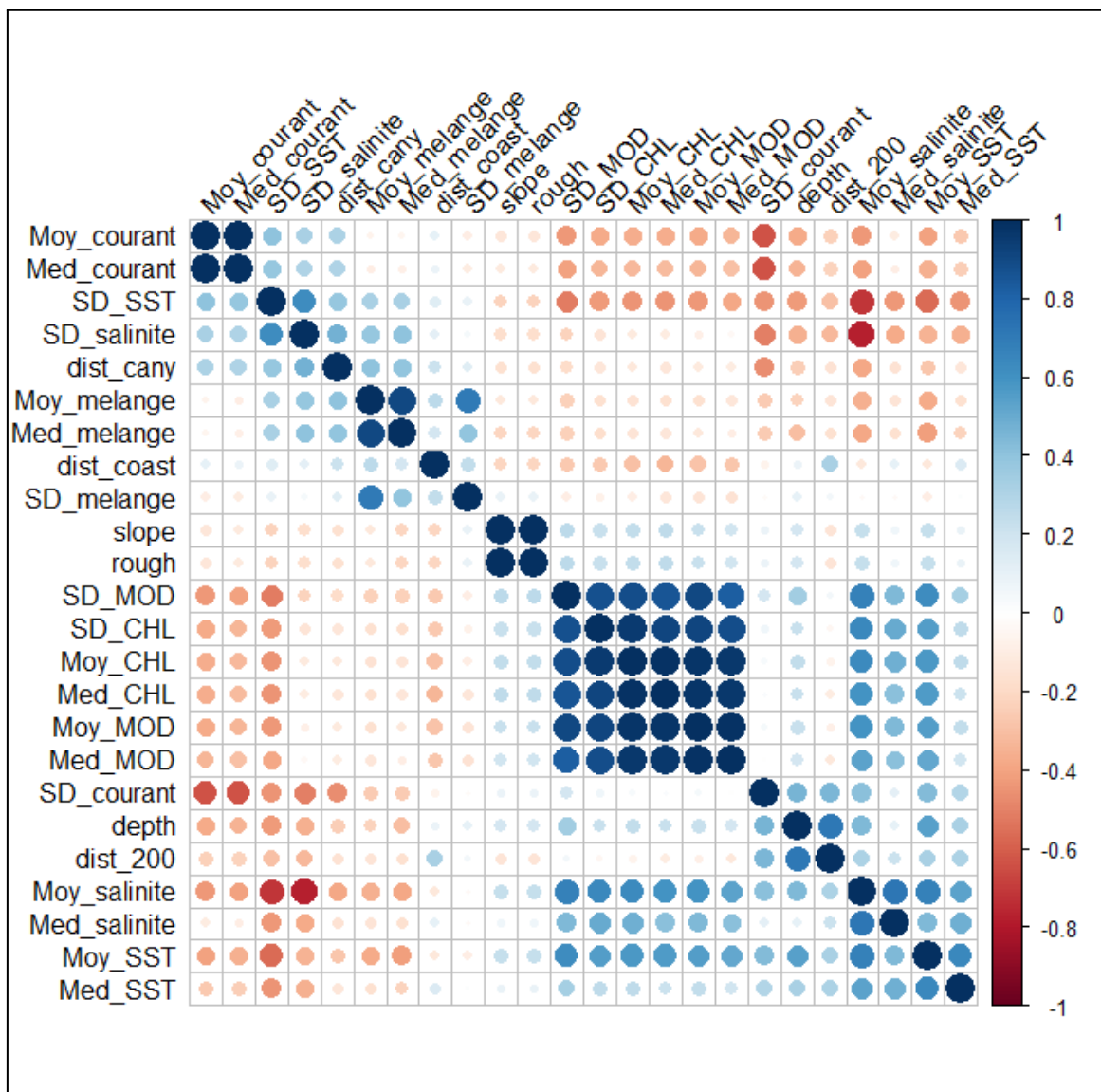
Annexe 7 : Pourcentage de répartition des blessures en fonction de la partie du corps.



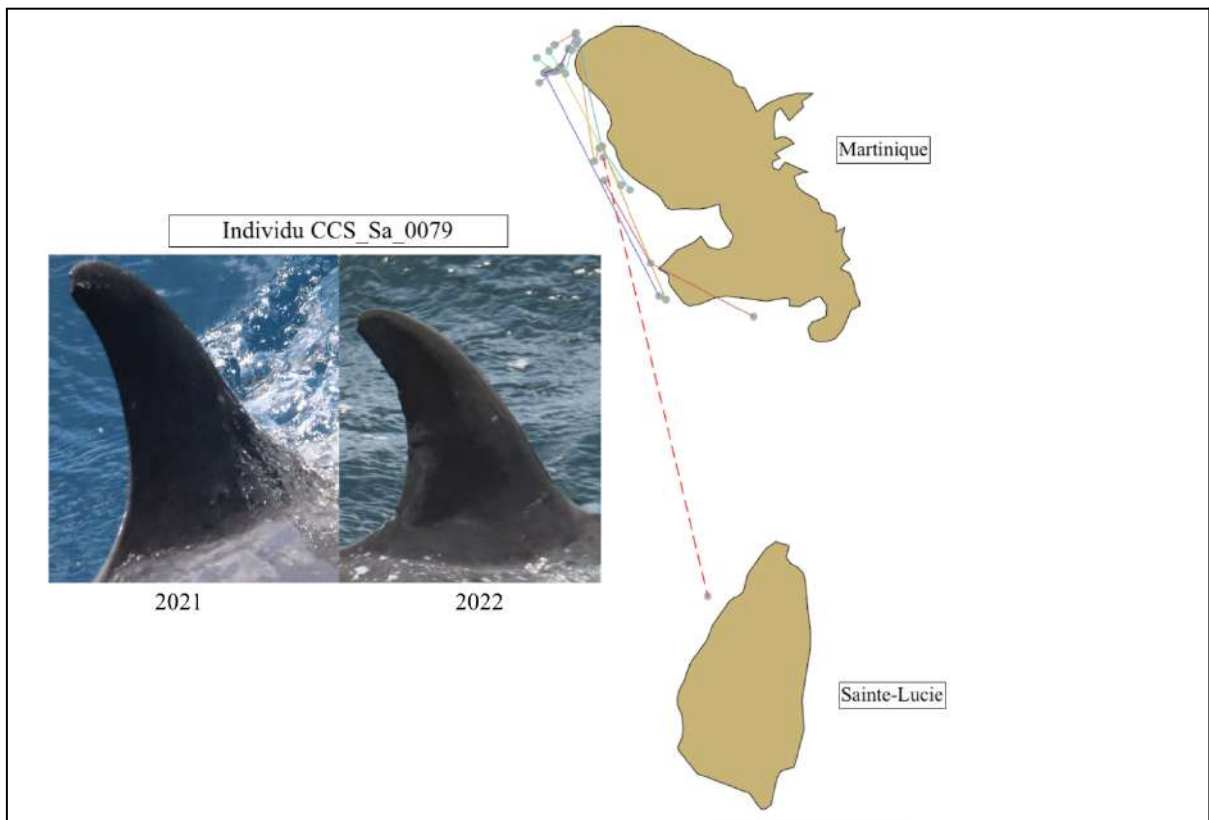
Annexe 8 : Proportion des individus blessés en fonction de la partie du corps dans les Petites Antilles.

	Aileron	Aileron à caudale	Aileron à tête	Aileron + dos	Caudale	Entier
Monsterrat	58,40%	0	9,10%	35,50%	0	0
Guadeloupe	11,80%	1,50%	11,20%	31,80%	0,30%	2,90%
Dominique	22,70%	17,80%	1,20%	50,90%	6,10%	1,20%
Martinique	26,90%	0,90%	18,20%	48,30%	0,70%	7,10%
Sainte-Lucie	41,20%	0	11,80%	41,20%	1%	4,90%
Saint-Vincent et les Grenadines	22,40%	0	14,30%	58%	1,60%	3,70%
Grenade	28,80%	0	21,20%	50%	0	0

Annexe 9 : Carte des corrélations des variables environnementales utilisées dans le modèle sélectionné.



Annexe 10 : Potentiel mouvement de CCS_Sa_0079 entre Sainte-Lucie et Martinique et zoom sur l'individu.



Individu CCS_Sa_0079



